

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA

ÚSTAV PRO ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ



Ekologie a ochrana životního prostředí

Ochrana životního prostředí

**ROZŠÍŘENÍ INVAZNÍCH NEOFYTŮ V BŘEHOVÉ VEGETACI
TICHÉ ORLICE**

**THE SPREAD OF INVASIVE NEOPHYTES IN
THE RIVERBANK VEGETATION OF TICHÁ ORLICE RIVER**

Bakalářská práce

LENKA HAJZLEROVÁ

vedoucí práce: RNDr. Tomáš Matějček, Ph.D.

interní konzultant: prof. RNDr. Martin Braniš, CSc.

Praha

září 2010

Chtěla bych poděkovat vedoucímu práce RNDr. Tomáši Matějčkovi, Ph.D., za konzultace a věcné rady během zpracování práce. Dále bych chtěla poděkovat prof. RNDr. Martinu Branišovi, CSc., za přínosné připomínky k práci a Ing. Lukáši Brábníkovi za technickou pomoc při zpracování dat.

Svým podpisem stvrzuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně s použitím uvedené literatury.

V Praze dne

.....

Obsah

Seznam obrázků a tabulek	4
Abstrakt.....	5
Abstract.....	5
1 Úvod.....	6
1.1 Cíle a struktura práce.....	6
2 Rostlinné invaze.....	7
2.1 Terminologie.....	7
2.2 Historie invazí.....	8
2.3 Invazní proces.....	10
2.4. Možné vlastnosti a podmínky zvýhodňující invaze.....	12
2.5 Způsoby šíření invazních druhů.....	16
2.6 Rozdíly v invadovanosti.....	16
2.7 Dopady invazí.....	18
2.8. Situace v České republice.....	19
3 Mapování neofytů v povodí Tiché Orlice.....	21
3.1 Charakteristika oblasti mapování.....	21
3.2 Přehled sledovaných taxonů.....	24
3.3 Metodika mapování a zpracování dat.....	28
4 Výsledky.....	32
5 Diskuse.....	40
6 Závěr.....	43
7 Seznam použité literatury.....	44

Příloha

Seznam obrázků, tabulek a příloh

Seznam obrázků

Obr.1: Pravidlo deseti

Obr. 2: Vztah mezi primárním (Eurasie a Afrika) a sekundárním (východ a západ Severní Ameriky) areálem u třídy *Fabaceae*

Obr. 3: Náklady na rostlinné invaze v závislosti na načasování zásahu

Obr. 4: Sledovaná oblast Tiché Orlice na mapě říční sítě České republiky

Obr. 5: Mapované série

Obr. 6: Počet zastoupených taxonů v segmentech

Obr. 7: Průměrný počet jedinců v segmentech

Obr. 8: Průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu

Obr. 9: Průměrný prostý index zatížení neofyty Ip v sériích

Obr. 10: Průměrný vážený index zatížení neofyty Iv v sériích

Seznam tabulek

Tab. 1: Složení zavlečené flóry v České republice

Tab. 2: Průměrný sezónní úhrn srážek sledované oblasti Tiché Orlice

Tab. 3: Koeficienty jednotlivých sledovaných taxonů pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty

Tab. 4: Vybrané charakteristiky taxonů

Tab. 5: Porovnání metod s logaritmickou stupnicí a s odhadnutými čísly

Tab. 6: Porovnání logaritmické a odhadnuté metody ve vyhodnocení prostých a vážených indexů

Seznam příloh

Příloha 1 - Seznam latinských a českých názvů sledovaných druhů rostlin

Příloha 2 – Mapovací formulář

Příloha 3 - Fotografie

Obr. 11: Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)

Obr. 12: Porost křídlatky (*Reynoutria*) u břehu Tiché Orlice

Obr. 13: Břehová vegetace Tiché Orlice

Obr. 14: Železniční trať mezi Chocní a Brandýsem nad Orlicí. Vpravo je porost netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*).

Abstrakt

Bakalářská práce shrnuje základní poznatky týkající se problematiky invazních druhů rostlin. Zabývá se charakteristikou a zákonitostmi invaze s ohledem na neofyty využívající říční toky a jejich nivu ke svému šíření.

Zabývá se výskytem invazních druhů rostlin v břehové vegetaci řeky Tiché Orlice. Práce charakterizuje sledované povodí Tiché Orlice, popisuje fyzickogeografické a socioekonomické poměry.

S využitím metodiky MUTON (metodika komplexního mapování upravenosti vodních toků a údolních niv) byl proveden terénní průzkum vybraného úseku toku Tiché Orlice, kde byl zjišťován výskyt vybraných neofytů s předpokladem jejich výskytu v břehové vegetaci.

Nejpočetnější zastoupení měly tyto druhy: netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), křídlatky (*Reynoutria sp.*), slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*) a zlatobýl (*Solidago sp.*). V porovnání zatížení invazními neofyty s podobnými toky (přibližně stejný průtok, povodí, délka toku) v České republice patří Tichá Orlice k těm nadprůměrně zatíženým.

Klíčová slova: invazní druhy rostlin, neofyty, břehová vegetace, Tichá Orlice, mapování.

Abstract

This bachelor thesis summarizes the basic knowledge about invasive species of plants. It foccuses of characteristic and hypothetic invasive species with special focus on the neophytes growing in a riverbank vegetation.

It foccuses in an appearance of invasive neophytes in riverbank vegetation in a basin of river Tichá Orlice and describes physically-geographical and socially-economical conditions.

With using method MUTON (The method for complex mapping of streams and alluvium) it was mapped a chosen part of bank Tichá Orlice river. There were located chosen neophytes. We supposed that these chosen neophytes will be occur in riverbank vegetation.

The most abundant plant species were – *Impatiens glandulifera*, *Reynoutria sp.*, *Helianthus tuberosur* and *Solidago sp.* In comparison with other similar rivers (similar flow rate, river-basin and length), the Tichá Orlice river belongs to the above-average affected watercourse.

Keywords: invasive species of plants, neophytes, riverbank vegetation, Tichá Orlice river, mapping.

1 Úvod

Invazní ekologie, jako věda studující přenos organismů lidmi mimo jejich přírodní oblast a důsledky vyplývající z tohoto přesunu, patří mezi rychle se rozvíjející část ekologie (Pyšek a Richardson, 2006). Před dvěma desetiletími vědci varovali před následky invazí. V současné době je toto téma aktuální i mimo vědecké kruhy, neboť zasahuje do zemědělství, vodohospodářství a do dalších odvětví. Naše republika naštěstí nepatří mezi silně ohrožené oblasti. Ale i zde platí pravidlo, že prevence je jednodušší a levnější než náklady za pozdější následky.

1.1 Cíle a struktura práce

Výsledkem této práce má být shrnutí základních poznatků o rostlinných invazích, které zahrnuje používanou terminologii, historii invazí, obecné vlastnosti druhů, možné teorie a důsledky invazí jak pro ekosystémy, tak i pro lidstvo.

Cílem je také mapování výskytu invazních druhů rostlin na toku Tiché Orlice a porovnání výsledků s ostatními mapovanými toky v České republice s použitím stejné metodiky.

Práce je členěna do 2 hlavních kapitol. První část práce obsahuje obecnou problematiku rostlinných částečně i živočišných invazí. Kapitola zahrnuje terminologii invazí, historický průběh, invazní proces, vlastnosti a hypotézy umožňující snadnější invazi, způsoby šíření organismů, rozdíly v invadovanosti a na konec situaci v České republice.

Druhá část práce se věnuje vlastnímu mapování neofytů v břehové vegetaci Tiché Orlice a zahrnuje charakteristiku mapované oblasti a sledovaných invazních druhů rostlin, vysvětluje používanou metodiku mapování a zpracování dat.

2 Rostlinné invaze

2.1 Terminologie

Jako **nepůvodní druh** se označuje ten, který by se v území nevyskytoval, nebýt neolitické a post-neolitické činnosti člověka. Richardson et al. (2000a) k termínu nepůvodní druh uvádí synonyma exotické rostliny (exotic plants), cizí rostliny (alien plants) a rostliny nepůvodní (non-indigenous). Podle něj mezi nepůvodní druhy patří ty, které se vyskytují v areálu v důsledku záměrného nebo neúmyslného zavlečení jako výsledek lidské aktivity.

Pyšek a Richardson (2006) dodávají, že nepůvodní druhy jsou i ty, které se na nové území dostaly bez jakékoli lidské pomoci ale z areálu, ve kterém byly nepůvodní. Výskyt většiny nepůvodních druhů je spojen se zemědělstvím, zahradnictvím nebo lesnictvím (Pyšek et al., 2004). V případě přirozeného rozšíření druhu (vlastními silami nebo prostřednictvím jiných organismů kromě člověka) se hovoří o **migraci, expanzi**. Naopak **druhy původní** se vyvinuly v daném areálu nebo se do něj rozšířily bez lidského zásahu (Pyšek a Richardson, 2006).

Zavlečením (vysazením) chápeme výskyt nepůvodního druhu prostřednictvím člověka mimo jeho přirozený areál rozšíření (Plesník, 2003). **Záměrné zavlečení** je úmyslný přesun nebo vysazení nepůvodního druhu mimo jeho přirozený areál rozšíření. **Neúmyslným zavlečením** máme na mysli všechna ostatní zavlečení, která nejsou záměrná. Za nejvýznamnější vektor, který umožňuje neúmyslné zavlečení, se považuje balast lodí při transportu plodin, živočichů či samotných lidí. Jestliže nákladní lodě včetně tankerů plují prázdné nebo s menším než předepsaným nákladem, používají pro získání odpovídajícího výtlaku balastovou vodu. Uvádí se, že každý den tak plavidla přepravují v balastové vodě na 3000 druhů mikroorganismů, rostlin a živočichů (Mooney a Hobbs, 2000).

Druhy, které jsou v novém prostředí schopny vykvést a náhodně se rozmnožit, jsou často stále závislé na opakovaném posilování populace. Můžeme je pojmenovat jako **přechodně zavlečené** (Pyšek a Richardson, 2006). Naproti tomu **naturalizované druhy** nejsou již odkázané na jakýkoliv lidský zásah a populace se reprodukuje samy a udržují se po celý jejich životní cyklus. Richardson et al., (2000a) uvádí, že mnoho lidmi zavlečených druhů do nových areálů má schopnost stát se naturalizovanými.

„Jako **invazní druhy** jsou označovány druhy v krajině nepůvodní, zavlečené člověkem, které v současné době prodělávají poslední fázi naturalizace, tj. šíření“ (Křivánek, 2003). Za invazní druhy lze považovat ty, které se staly naturalizovanými a jejich vlastnosti jim umožňují značné rozšíření v areálu. Invazní druhy rostlin jsou schopné produkovat velké množství potomstva na velké vzdálenosti od mateřských rostlin (Richardson et al., 2000a). Tak mají možnost se rychle šířit po celém areálu (Pyšek a Richardson, 2006). Podle Křivánka, (2004) stojí člověk na počátku invazních druhů. Ten svojí činností, ať již úmyslně či neúmyslně,

dopravil tyto druhy do oblastí, kde se od konce posledního glaciálu (tj. posledních přibližně 10 000 let) nevyskytovaly. Tyto druhy lze tak označit za nepůvodní. Nemají společnou evoluční historii se společenstvy, do nichž pronikají.

Pro doplnění, označením **plevel** se rozumí rostliny, které mají negativní dopad v zemědělství (Williamson a Fitter, 1996). Jako synonyma můžeme použít škodlivé druhy či problémové rostliny (Richardson et al., 2000a).

Pro studium náchylnosti společenstev k invazím a identifikace vlastností společenstev navrhli Richardson a Pyšek (2002) další důležité termíny – invazibilita a invadovanost. Oba tyto termíny je třeba rozlišovat a nezaměňovat jejich význam. **Invadovanost** představuje odolnost či rezistenci společenstva vůči invazím. Naopak **invazibilita** charakterizuje náchylnost nebo citlivost společenstev k invazím (Chytrý a Pyšek, 2008). Zatímco invazibilita je způsobena vlastnostmi společenstva, na invadovanosti se navíc podílí také intenzita přísunu diaspor nepůvodních druhů. I ve společenstvu odolném vůči pronikání nepůvodních druhů rostlin, může být jejich zastoupení značné, neboť je zajištěn vysoký přísun diaspor. Naopak společenstvo, které je na přítomnost nepůvodních druhů velmi citlivé, nemusí být jimi zasahováno, protože je přísun diaspor nepatrný (Chytrý a Pyšek, 2008).

Pravděpodobnost, že společenstvo přijme nepůvodní druh, může být ovlivněna blízkostí přístavů a dalších hlavních tahů přísunu diaspor (Mack et al., 2000). Nátlak propagulí na společenstvo může být rozhodujícím faktorem pro úspěšnou invazi (Higgins et al., 1999). Bohužel tento nátlak jde velmi obtížně změřit. Obecně lze ale říci, že vyšší přísun propagulí je závislý na zvýšené lidské aktivitě.

V Evropě jsou nepůvodní druhy rostlin rozděleny do dvou kategorií podle jejich doby zavlečení. Za archeofyty jsou označovány druhy zavlečené od období neolitu (5 – 6 tis. let př. n. l.) do roku 1500, tedy před objevením Ameriky (Pyšek, 2005; Pyšek et al., 2004). Neofyty rozumíme druhy, které se na nepůvodním stanovišti objevily po roce 1500 (Pyšek, 2005).

2.2 Historie invazí

Historie biologických invazí souvisí s lidskou činností. Je zřejmá odezva vzájemných vztahů (propojení interakcí) mezi geoevolučními událostmi a lidskou činností. Selhání přírodních procesů a jejich bariér je přičítáno spíše ekonomickým a sociálně kulturním vlivům mnohem více než těm přirozeným. Všechny cizí druhy mají prospěch z lidské činnosti, která je přesunula do nových oblastí (Richardson et al., 2000a). Člověk působí jako náhodný nebo záměrný rozšiřující činitel rostlin, zvířat a mikrobů (Mack et al., 2000).

Historii invaze vlivem člověka lze podle di Castri (1989) rozdělit na období, která se postupně výrazně zkracovala na:

a) neolit – 1500 n. l. - Na začátku neolitu (přibližně 10 000 př. n. l.) došlo k vazbě mezi lidskou činností a rostlinnými invazemi. Disturbance vzniklé lidským působením postupně přibývaly na velikosti a intenzitě. Mezi historické události, které podporují invaze patří např. Perská říše (500 př. n. l.), která svými obchodními cestami usnadnila expanzi druhů z centrální Asie do mediteránu. Fénické a Řecké kolonie podpořily invaze obilovin a jejich plevelů do východní oblasti mediteránu a k Černému moři. Migrace Evropou a Asií a vznik Římské říše umožňovaly invaze na místech svého působení.

b) 1500 n. l. – 1900 n. l. – Druhý mnohem významnější mezník invazí začíná objevnými plavbami a následným rozvojem obchodu a kolonizace. Většina přirozených bariér je překonána. Ve velmi krátkém období dochází ke vzrůstu komunikačních cest, kterými se převážejí i veškeré druhy rostlin a živočichů. Do Nového světa byly dováženy budoucí obiloviny a dobytek. Do Evropy se přivážely druhy okrasné nebo kulturní.

c) od 1900 n. l. – Poslední částí je období, kdy člověk změnil pravidla a rytmus evoluce. Stal se geologickým činitelem, zrychlil tempo biologických změn a zajistil se o kulturní homogenizaci prostředí.

Eurasie – Zvýhodňuje invazní druhy?

Společný kontinent Asie a Evropy je velmi rozlehlý. Od východu k západu působí několik horských a říčních bariér. Ve vnitrozemí je znatelný rozdíl průměrných teplot mezi zimou a létem až o 20° C. Převážná neproniknutelnost územím způsobila existenci druhů v tzv. útočištích, na ostrůvcích.

První zjiitelné dopady lidské činnosti jsou patrné už 40 tisíc let př. n. l. a až posledních 8 tisíc let je jejich působení znatelnější než u jiných obratlovců. První dopady na okolí probíhaly v mediteránu působením ohně, pastevectvím a zemědělstvím (Pons et al., 1990).

Většina disturbancí, které člověk prováděl, byla velmi podobná přírodním. Jejich frekvence a působení se však zvyšovala. V přírodě již existovaly druhy přizpůsobené na určité disturbance. V době, kdy člověk zvyšoval frekvenci disturbancí, zvýhodňoval i druhy, kterým disturbance vyhovovaly (di Castri, 1989).

Možná tu jsou jisté ekologické a genetické atributy, které zvýhodňují euroasijské druhy před ostatními. Výhodou může být časná asociace s lidským faktorem. Nepochybně objevení Ameriky a Austrálie a zámořské plavby otevřely druhům ze Starého kontinentu nové možnosti invazí. Kolonisté v Americe, Austrálii a na dalších územích měli sklon pěstovat stejné rostliny a chovat stejná domácí zvířata jako v jejich původní domovině. Je pravděpodobné, že Evropané na nových územích usnadnili nepůvodním druhům procesy kolonizace a naturalizace (di Castri, 1989).

2.3 Invazní proces

Většina introdukovaných druhů v novém prostředí rychle zanikne (Pyšek a Richardson, 2006). Neúspěch druhů může být přičítaný soutěživosti mezi druhy, výskytu patogenů a špatné adaptaci na prostředí. Občas se ale vyvine stabilní populace, která není závislá na podpoře člověka (Mack et al., 2000). Počet náhodných nebo naturalizovaných druhů je také závislý na intenzitě přísunu nepůvodních druhů (Lonsdale, 1999).

Fáze, kterými prochází invazní druhy rostlin v novém prostředí, lze rozčlenit na:

1) Iniaci – V tomto období se nepůvodní druh přizpůsobuje podmínkám v novém prostředí. Iniaci je známá pod pojmem „lag phase“ a může trvat až 100 let. Ke konci se fáze vyznačuje výskytem stabilních společenstev adaptovaných na nové prostředí a jejich pomalým šířením v prostředí (Mack et al., 2000).

2) Fázi změny – Populace invazního druhu je stabilní a jistá epizodická událost zajistí změnu podmínek, které způsobí rapidní rozšíření druhu (Hoobs a Humphries, 1995).

3) Fázi invaze – Dochází ke kontinuálnímu šíření druhu. Samotný invazní proces je většinou patrný právě až z poslední fáze. Podle Hobbse a Humphrie, (1995) je obtížné najít druhy, které se v budoucnu stanou invazní. Je však nutné dokázat předpovědět, zda bude daný druh invazní v určitých podmínkách.

Druh musí překonat šest bariér, aby se mohl stát invazním (Richardson et al., 2000a):

- geografická – Tuto bariéru umožní překonat člověk převozem diaspor do nového území.
- prostředí – Při částečném přizpůsobení si druh vytváří přechodné populace v krajině. Je však závislý na dodávání dalších diaspor. Většina zavlečených druhů svoji invazi v tomto bodě končí.
- reprodukční – Při jejím překonání je druh schopen samostatně udržovat svoji populaci a reprodukovat se. Není již závislý na nových dodávkách. V této fázi je druh v krajině naturalizovaný, tj. zdomácnělý.
- lokální či regionální – Překonání této bariéry umožňuje šíření invazního druhu.
- antropogenní vegetace – Druh je schopen se šířit i v synantropních společenstvech.
- přirozené vegetace – Po jejím překonání se druh šíří do polopřirozených a přirozených porostů.

Úspěšné rozšiřování nepůvodních druhů nezávisí pouze na jejich vlastnostech, ale z části také na charakteristice, dynamice a historii invadovaného území (Hoobs a Humphries, 1995).

Předpověď invaze

Proces, jakým se druhy stávají invazními, je obecně znám. Problém nastává v okamžiku, kdy je žádoucí tento proces umět předpokládat u nepůvodních rostlin a vyvarovat se budoucím invazím.

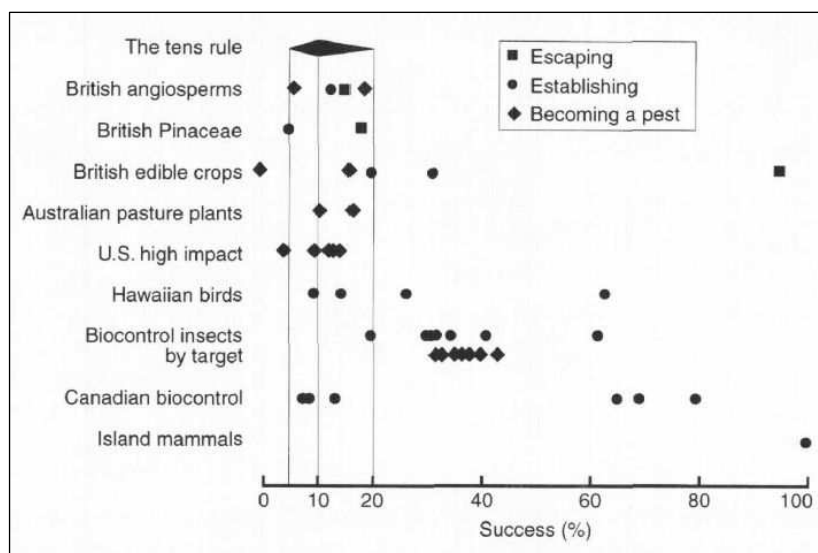
Bylo vytvořeno mnoho pokusů o vytvoření společných vlastností invazních druhů. Cílem detekování nebezpečných druhů, např. hmyzu, vodních rostlin, ptáků, bylo předcházet budoucím invazím (Mack et al., 2000).

Důvodem, proč je předpovídání invazí velmi náročné, jsou různé typy vlivů, účinků a konečných výsledků invazí. Je velmi nepravděpodobné, že všechny tyto faktory budeme schopni společně předpovědět. Rozdílné předpovědi a vysvětlení procesů potřebujeme vytvořit odděleně pro každý vliv, důsledek invaze (Williamson, 2001).

Jedním z důvodů, proč nelze jednoduše předpovědět invaze je to, že je k dispozici málo dat na ověření pravidel a vyhodnocení domnělých souvisejících procesů (Richardson et al., 2000a).

Pravidlo deseti

Pravidlo deseti stanovuje, že jeden z deseti importovaných nepůvodních druhů se příležitostně objeví v přírodním stanovišti. Jeden z deseti druhů zavlečených na přírodním stanovišti se dokáže stabilizovat, tedy se stane tzv. naturalizovaným. A jeden z deseti stabilizovaných druhů se stane invazním (Williamson a Fitter, 1996). Pravidlo počítá s tolerancí mezi 5-20 %, viz Obr.1.



Obr. 1.: Pravidlo deseti. Ukázka přechodu mezi třemi stádii. Escaping – přechodné zavlečení; establishing – stabilizace v oblasti; becoming a pest – invaze (Williamson a Fitter, 1996).

Pravidlo vyhovuje většině britských zavlečených druhů rostlin a živočichů. Některé skupiny druhů ale vybočují. Williamson a Fitter (1996) mají pro výjimky vysvětlení.

- V případě britských plodin (british edible crop) jsou všechny druhy šlechtěny, aby v daných podmínkách prospívaly co nejlépe.
- Vychýlení z pravidla u invazí ptáků na Havajských ostrovech (Hawaiian birds a Canadian biocontrol) způsobují druhy vyskytující se v nížinách, kde najdeme velmi málo původních habitatů. Pozměněné oblasti ztrácí schopnost odolávat vůči případným invazím.
- Hmyz používaný v biologických regulacích (Biocontrol insects by target) je záměrně vybraný tak, aby byl úspěšný. Může být naopak překvapující, že je úspěšný jen z 30–40 %.
- U ostrovních savců (Island mammals) se Williamson a Fitter (1996) zajímali o nepůvodní druhy vyskytující se na britských ostrovech. Uvedli například norníka rudého (*Clethrionomys glareolus*), zajíce měnivého (*Lepus americanus*), norka amerického (*Mustela vison*) a americkou veverku čikari červený (*Tamiasciurus hudsonicus*). V případě těchto odchylek byla invaze vždy úspěšná. Příkládají to vhodným historickým faktorům a dobrým ekologickým podmínkám.

Důležité je, že úspěšné invazní druhy jsou jen zlomkem celkového počtu zavlečených druhů. Je však třeba mít na paměti, že pravidlo desetiny je do značné míry artefaktem času od zavlečení, tj. jak dlouho jsou nepůvodní druhy v dotyčném území a kolik měly času na naturalizaci (Pyšek et al., 2008a).

2.4 Možné vlastnosti a podmínky zvýhodňující invaze

Se snahou předpovědět možné invazní chování, můžeme konstatovat několik dalších biologických charakteristik invazních druhů rostlin. V některých případech jsou invaze uvedeny na živočišných druzích a vystihují zároveň i rostlinné invaze.

Darwinova naturalizační hypotéza

Jako první teorii o rostlinných invazích vyslovil Charles Darwin v knize *On the origin of Species* (Rejmánek, 1996). Vyjádřil názor, že úspěšnost invazí závisí na tom, zda se v novém areálu vyskytuje příbuzný druh patřící ke stejnému rodu. Pokud ne, je jeho úspěšnost vyšší, protože konkurence mezi nepříbuznými druhy je méně intenzivní.

Rejmánek (1996) podpořil teorii konstatováním, že většina úspěšných invazních druhů v Severní Americe nepatří do příbuzných rodů (*Ailanthus*, *Apera*, *Arundo*, *Avena*, *Cardaria*, *Casuarina*, *Centaurea*, *Hydrilla*, *Melaleuca*, *Tamarix*, a další).

Příbuzné druhy

Nepůvodní druhy patřící do stejného rodu jako známé invazní druhy mohou být potencionálně invazní. Většina světově známých invazních druhů patří do několika rodů, např. *Asteraceae*, *Poaceae*, *Acacia*, *Mimosa*, *Cyperus*. Příslušnost k těmto rodům ale nezaručuje to, že bude druh invazní. Na druhou stranu druh dobře známý jako vodní hyacint (tokozelka nadmutá) je jediným invazním druhem v rodě *Eichhornia* (Mack et al., 2000). Darwinova naturalizační hypotéza a teorie o příbuznosti druhů působí proti sobě. Ani jednu z nich nelze zcela potvrdit ani vyvrátit.

Volná nika

Některé oblasti (např. tropické ostrovy) mohou být pro invazní druhy více dostupné než ostatní. Hypotéza volných nik předpokládá, že v některých oblastech je nižší počet druhů a nejsou zcela využity všechny zdroje umožňující přežití. Oblast je chudší o některé druhy, např. o velké savce (Mack et al., 2000). Na mnoha ostrovech došlo k hubení malých savců nebo nelétavých ptáků šířením domácích koček. Druhy nebyly adaptovány na predátory.

Únik před nepřáteli

Mnoho nepůvodních druhů se do nových oblastí dostává v podobě semen, spor, vajíček a bez vlastních kompetitorů a predátorů. Takovýto únik před nepřáteli může vysvětlit úspěch přichozích druhů. Nepůvodní druh může postrádat kompetitory o potravu a parazity (Williamson, 1996; Mack et al., 2000).

Podle Mitchella a Powera (2003) patří nepůvodní druhy rostlin, které unikly před svými nepřáteli, k těm nejvíce závažným invazním druhům jak v zemědělství, tak i v přirozeném prostředí. Jejich unikem se přeruší veškerá spojení mezi nimi a patogeny. Tím se druh vymaní ze všech kontrolních systémů.

Druhovému bohatství

V roce 1958 navrhl Charles Elton pravidlo, že odolnost vůči invazím závisí na druhovém bohatství společenstva. Tato idea je varianta k hypotéze o volných nikách. Vysoký počet druhů ve společenstvu by měl zajistit stabilitu a je nepravděpodobné, že se tu objeví volné niky (Mack et al., 2000). Některé studie tuto hypotézu spíše vyvracejí. Tato hypotéza je závislá na

studovaném vzorku. Ve velkém měřítku totiž dochází k obohacení flóry právě o nepůvodní druhy rostlin (Davies et al., 2005).

Disturbance

Disturbance znevýhodňující společenstvo mohou být důvodem rychlé stabilizace nového druhu. Mohou zvýšit pravděpodobnost rozšíření propagulí invazního druhu.

Naopak pokud je společenstvo přizpůsobené pravidelné disturbanci, je tento proces klíčový pro zachování stability a zabránění naturalizace nevhodného druhu (Mack et al., 2000). V rámci ochrany přirozeného fungování ekosystémů, které jsou do jisté míry závislé na disturbancích, je nutné chránit i související disturbance. Podle Hoobse a Huenneke (1992) podporují disturbance se střední intenzitou druhové bohatství.

Mezi disturbance patří požáry, bouře, záplavy, ale i změny v přísunu živin do ekosystému a jiný režim spásání. Velmi důležitá je frekvence mezi disturbancemi. Rostlinný druh v mezním období musí dosáhnout reprodukční zralosti, a pokud nedojde ke tvorbě propagulí, nemůže osídlivat území (Hoobs a Huenneke, 1992).

Požáry

Oheň má vliv na diverzitu a strukturu společenstva (Hoobs a Huenneke, 1992). V prostředí ovlivňovaném požáry mohou být zvýhodňovány některé druhy před ostatními. Pokud invazní druhy rostlin změni režim požárů, může to nést vážné důsledky pro strukturu a funkci ekosystémů. Původní druhy mohou uvolnit místo nepůvodním, které jsou navíc dobře hořlavé a podporují další požáry (MacDonald et al., 1989).

Díky tomu se zvýšily invaze jednoletých travin do mediteránních oblastí. Známé změny v požárech můžeme pozorovat na západě USA. Zavlečený druh *Bromus tectorum* je oproti původním víceletým trávám zvýhodněn tím, že po požárech rychle dozrává. Omezení požárů ovlivnilo i biotopy v jižní Africe. Tvrdolistá vegetace se změnila na dominantní křovinné společenstvo. Rostou tam nepůvodní druhy *Acacia saligna* a *Hakea sericea* (MacDonald et al., 1989).

Pastva

Pasoucí se dobytek je známý faktor, který mění vzhled, produktivitu a složení pastvin. Je dokázáno, že některé druhy jsou tolerantní k pastvě a jiné nikoliv (Hoobs a Huenneke, 1992).

Důsledek pastvy je patrný v eliminaci stromového a keřového patra. Bez přítomnosti velkých býložravců by se prémie v Severní Americe přeměnily na lesy. V těchto oblastech se rostliny adaptovaly na pastvu.

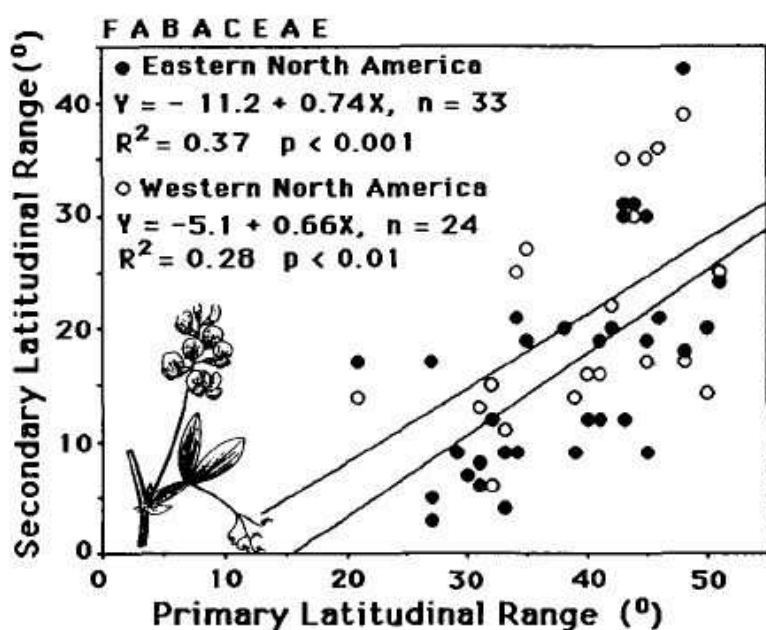
Naopak v ekosystémech, které nebyly adaptovány na takové podmínky, způsobila pastva nevhodné disturbance. Ty opět zvýhodňují nepůvodní druhy rostlin, které mohou být zavlečeny s velkými býložravci. Tato změna je nejvíce patrná na pastvinách v Severní Americe a Austrálii, kde dobytek dovezený z Evropy pastvou snížil počet víceletých trav, které nahradily nepůvodní jednoleté (Hoobs a Huenneke, 1992). S pastvou dobytka souvisí také ovlivňování společenstva jejím sešlapem. Na Galapágách přítomnost introdukovaných koz a oslů ničí líhnutí želv a přirozené prostředí leguánů (Mack et al., 2000).

Živiny

Přísun živin, hlavně dusíku a fosforu, do málo úrodných ekosystémů, může mít stejný důsledek jako eutrofizace ve vodním ekosystému (Hoobs a Huenneke, 1992). V mnoha případech platí, že nepůvodním druhům prospívají některé faktory jako je dostatek dusíku z hnojiv, zavlažování nebo klimatické výkyvy narušující stabilní společenstva (Rejmánek, 2000). Disturbance způsobují uvolnění zdrojů, které není vegetace schopná využít. Příkladem může být nadbytek živin po odstranění stromového patra (Chytrý a Pyšek, 2008).

Vztah mezi primárním a sekundárním areálem

Rejmánek (1996) porovnal zeměpisné šířky výskytu nepůvodních druhů v primárním a sekundárním areálu. Podle výsledků se druhy v primárním areálu vyskytují ve vyšších hodnotách zeměpisných šířek než v sekundárním areálu, Obr. 2. Zpravidla se rozdíl pohyboval o 10° s. š.



Obr. 2: Vztah mezi primárním (Euroasie a Afrika) a sekundárním (východ a západ Severní Ameriky) areálem u třídy *Fabaceae* (Rejmánek, 1996).

Lidský faktor

Nejvyšší zastoupení nepůvodních druhů rostlin nalezneme v sídlech a příbřežní vegetaci. Rozšíření obchodu s okrasnými druhy rostlin a vývoj zahradnictví významně přispívá ke snazšímu rozšiřování nepůvodních druhů do okolí (Pyšek et al., 2010). Pyšek et al., (2004) uvádějí, že každý druh má stejnou pravděpodobnost, že bude lidmi zavlečen. Dodávají však, že mnohem větší šance mají obecně rozšířené druhy rostlin vyskytující se v lidské blízkosti než druhy vzácné. Větší areál primárního rozšíření může být výhodnější, protože je opět vyšší pravděpodobnost, že druh z většího areálu bude lidmi zavlečen do nového areálu. Richardson et al., (2000a) uvádí, že mnoho lidmi zavlečených druhů do nových areálů má schopnost se stát naturalizovanými.

2.5 Způsoby šíření invazních druhů

Transport propagulí pomocí zachycení v srsti, peří, zobáčích nebo na končetinách živočichů nebo jiných objektů zvyšuje možnost invadovat přírodní prostředí v novém regionu (Richardson et al., 2000b). Zvířata mohou přesunout propagule do míst obohacených živinami nebo do míst narušených. Tato prostředí jsou ideální pro vyklíčení rostlin a pro ustálení populace. Propagule jsou součástí potravy zvířat. Často jsou některými druhy shromažďovány do různých úkrytů a hnízd. Touto cestou se rozšířily druhy africké trávy *Eragrostic lehmanniana* na Americký kontinent a druh *Holcus lanatus* a *Poa annua* z Evropy na ostrovy Severního Atlantiku.

Většina zvířaty opylovaných druhů nemá pouze jeden specifický druh opylovačů, ale několik i taxonomicky různých druhů. Je logické, že druhy mající specializované opylovače ve svém původním areálu nebudou v novém prostředí opylovány. Je nepravděpodobné, že rostliny specializované na jeden druh opylovačů najdou stejný druh mimo svůj areál, tím pádem se nemůžou stát invazními. To dokládá příklad z USA a Nového Zélandu, kde ze 60 introdukovaných druhů rodu *Ficus*, se pouze 3 staly invazními, a to z toho důvodu, že došlo k zavlečení i jejich specializovaných opylovačů. Z toho vyplývá, že druhy, které nejsou závislé na specifických podmínkách (vybraní opylovači, symbióza, způsob rozšíření semen), se mohou lépe stát invazními (Richardson et al., 2000).

Tekoucí voda a vítr jsou důležité vektory rozšiřování propagulí v počáteční fázi invaze (Richardson et al., 2000).

2.6 Rozdíly v invadovanosti

Tvrzení o rozdílech v invadovanosti různých území jsou známé již dlouho, ale teprve nedávno byla statisticky testována (Chytrý a Pyšek, 2008). K nejvíce invadovaným habitatům

patří ty, které ovlivňuje člověk – orná půda, rumiště, sešlapávané oblasti, živinami obohacené systémy. Na druhou stranu jsou oblasti chudé na živiny méně zatížené invazemi (Chytrý et al., 2005).

Příčinu expanzivního chování řady druhů je potřeba hledat v celkových změnách prostředí, zejména v eutrofizaci a acidifikaci krajiny, fragmentaci a narušování přirozené dynamiky přírodních ekosystémů. Tyto procesy nejen oslabují původní společenstva, ale zároveň otevírají cestu invazím.

V rámci jednotlivých ekosystémů se zdá, že největší počet invazních druhů hostí vegetace sídel, ale také poříční a pobřežní společenstva. V těchto ekosystémech dochází ke kombinaci intenzivního narušování s častými zdroji diaspor invazních druhů a jejich následným intenzivním transportem (Prach a Pyšek, 1997).

Ostrovy

Z teorie ostrovní biogeografie (MacArthur a Wilson, 1967 převzatě Chytrý a Pyšek, 2008) vyplývá, že ostrovy mají v průměru méně druhů než stejně velké části pevniny se stejným rozsahem podmínek prostředí a stejnými zdroji. Zavlečené druhy se proto ve volných ostrovních biotopech, při absenci nebo jen slabé konkurenci původních druhů, snadno šíří. Další teorií může být podle Saxe a Browna (2000) skutečnost, že ostrovní flóra disponuje relativně slabou konkurenční schopností vůči druhům zavlečeným z pevniny. Dalším důvodem zvýšené invazibility může být geografická a historická izolace a následky této izolace, čímž je i nižší zastoupení počtu druhů (Sax a Brown, 2000). Důležité je, že invaze druhů rostlin přichází na ostrovy z pevniny.

Tropy a temperátní oblasti

Rejmánek a Richardson, (1996) zaznamenali rozdílný počet naturalizovaných druhů rostlin na pevnině v tropických oblastech a mírném pásu. Méně naturalizovaných druhů se vyskytovalo v tropických oblastech.

Důvodem nižšího výskytu zavlečených druhů v tropických oblastí může být to, že původní druhy produkují velké množství biomasy i po disturbancích.

Nížiny × horské oblasti

Počty nepůvodních druhů rostlin se s nadmořskou výškou snižují rychleji než počty původních druhů. Tento jev může být způsoben řidším osídlením a menší intenzitou dopravy v horách, tedy i menším přísunem diaspor nepůvodních druhů (Lonsdale, 1999). Nepůvodní druhy s potenciální schopností invadovat horské oblasti se zpravidla nejdříve dostávají do nížin,

na jejichž podnebí nejsou přizpůsobeny. Nížiny tak pro ně představují určitou bariéru (Chytrý et al., 2008).

Zeměpisná šířka

S rostoucí zeměpisnou šířkou postupně ubývá počet cizích druhů v prostředí (Lososová et al., 2004). Možným vysvětlením tohoto principu je, že většina cizích druhů rostlin se rozšiřuje z temperátních oblastí a chladné klima je mimo jejich ekologickou toleranci (Pyšek et al., 2003).

Břehová vegetace

Neofyty v břehové vegetaci využívají tok řeky jako prostředek k šíření diaspor. Pravidelné záplavy přispívají k tvorbě nových habitatů s dostatkem živin. K nejvíce úspěšným druhům ve střední Evropě patří netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), boleševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), křídlatka japonská (*Reynoutria japonica*) a křídlatka sachalinská (*Reynoutria sachalinensis*). Podle Pyška a Pracha (1993) představuje největší ohrožení pro břehovou vegetaci taxon *Impatiens glandulifera* a po něm až *Reynoutria sp.* a *Heracleum mantegazzianum*. Podle jejich výsledků o rozšíření se *Impatiens glandulifera* rozšířila nejrychleji v břehové vegetaci než ostatní taxony.

Podle roku zavlečení a výskytu v blízkosti toků se taxony *Impatiens glandulifera* a *Reynoutria japonica* po zavlečení do střední Evropy ihned objevily v břehové vegetaci. Taxony rodu *Reynoutria* jsou nejčastěji rozšiřovány lidskou aktivitou. Stále jsou vysazovány jako okrasné rostliny a k jejich dalšímu šíření stačí malá část rostliny. Ze zmíněných taxonů nejméně do břehové vegetace zasahuje *Heracleum mantegazzianum*, který se šíří i do jiných habitatů a není závislý na šíření diaspor říčním tokem (Pyšek a Prach, 1993).

2.7 Dopady invazí

V dnešní době lze říci, že neexistuje ekosystém, který by nebyl poznamenán zavlečením cizích druhů (Pyšek a Tichý, 2001). Každý nepůvodní druh, který v novém prostředí vytvoří životaschopnou populaci, změní do určité míry složení původních společenstev (Plesník, 2003). Důsledky mohou být patrné v zemědělství, biodiverzitě, na lidském zdraví a také ekonomice státu.

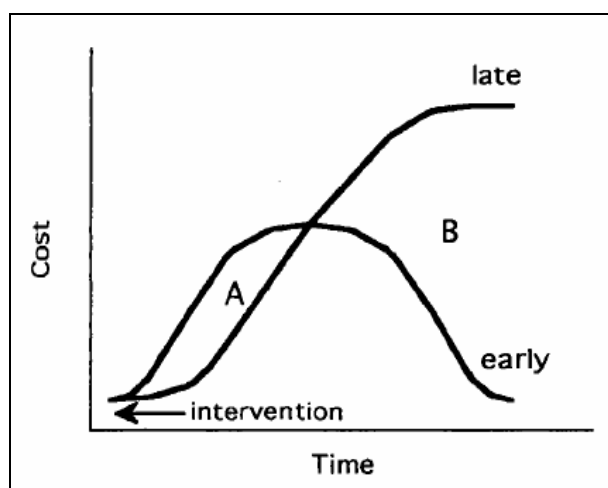
Richardson et al. (2000b) uvádí, že výsledkem invazí může být narušený přirozený proces ekosystému a potlačení výskytu některých druhů.

Při zavlečení druhu nejdříve dojde k nárůstu diverzity v malém prostorovém i časovém měřítku. Po delší době často dochází k tlumení rozmanitosti druhů v závislosti na vymírání některých druhů. V regionálním měřítku mají nepůvodní druhy tendenci k homogenizaci

prostředí. Ve větším měřítku může být diverzita obohacena. Skutečnost, že cizí druhy ne vždy způsobují homogenizaci prostředí, může souviset s vybraným vzorkem zkoumání a jeho rozsahu měřítka, ve kterém se budou druhy srovnávat (Pyšek a Richardson, 2006).

Invazní druhy jsou schopné dokonale využít dostupné zdroje, ať už se jedná o světlo, kyslík nebo vodu. Další druhy dokáží do prostředí dodávat zdroje, kterých je nedostatek, nejznámější je dusík z bobovitých rostlin. Na Havajských ostrovech je problematická rostlina *Myrica faya*, která obohacuje vulkanický popel a umožňuje tím změnu druhové struktury rostlin (Pyšek a Tichý, 2001). Další druhy podporují požáry svojí dobrou hořlavostí, po kterých rychle regenerují na úkor ostatních druhů a nebo omezují pravidelné požáry.

Stále platí pravidlo, že včasným odhalením nebezpečného druhu, je možné efektivně odvrátit všechny možné důsledky, i ty ekonomické Obr. 3. Ty nejzávažnější případy se vyšplhaly až na několik desítek miliónů dolarů za rok. Do částky se započítává výtěžnost pastvin, orné půdy, vlivy na hydrologii území, změny etické, estetické a rekreační.



Obr. 3: Náklady na rostlinné invaze v závislosti na načasování zásahu (časné/early A nebo pozdější/late B), Chippendale (1991).

2.8 Situace v ČR

Česká republika se nachází ve Střední Evropě o rozloze 78 864 km². Počet obyvatel dosahuje 10,3 milionu (131 obyv./km²). K vysokému podílu výskytu neofytů přispívá i celkem hustá síť železniční a silniční dopravy. Krajinnou mozaiku České republiky můžeme hodnotit jako velmi bohatou. Rozdílné geografické a klimatické podmínky vytváří různé habitaty pro rostliny (Pyšek et al., 2002). Význam pro rozšíření neofytů má i rozdílné využívání krajiny a dopad lidské činnosti.

Krajina byla i v minulosti intenzivně využívána a značně fragmentovaná lidskou činností (Pyšek a Prach, 2003).

Poloha republiky v Evropě si vyžádala několik přírodních i lidmi vytvořených migračních cest, které usnadňovaly kolonizaci. Pro Evropu byla důležitá tzv. neolitická zemědělská kolonizace, která začala kolem roku 5 300 př. n. l., a znamenala rozšíření nepůvodních druhů rostlin. Nejdříve byly odlesněny a osídleny nížiny. Až v 17.-19. století došlo k osídlení i nejvyšších oblastí, které částečně představovaly bariéry pro migraci (Pyšek et al., 2002). Průmyslová revoluce začala v polovině 19. století a v první polovině 20. století patřila země mezi vyspělé průmyslové státy.

Následující etapa (1945 - 1989) izolace od západní části světa však nezabránila příchodu nepůvodních druhů rostlin z Asie a jihovýchodní Evropy.

Podle Pyška (2001) se původně Severoamerické druhy rostlin dostávají do země lodní dopravou po Labi spolu s náklady sóji a obilím, zemědělské plevely z Panonské oblasti. Druhy žijící na Dálném východě nebo v Asii byly introdukovány spolu se zbožím z Ruska.

Tab. 1: Složení zavlečené flóry v České republice (Pyšek a Sádlo, 2004; Pyšek et al., 2002)

Rostliny	Přechodně zavlečené	Naturalizované	Invazní	celkem
Archeofyty	74	237	21	332
Neofyty	817	160	69	1046
Celkem	891	397	90	1378

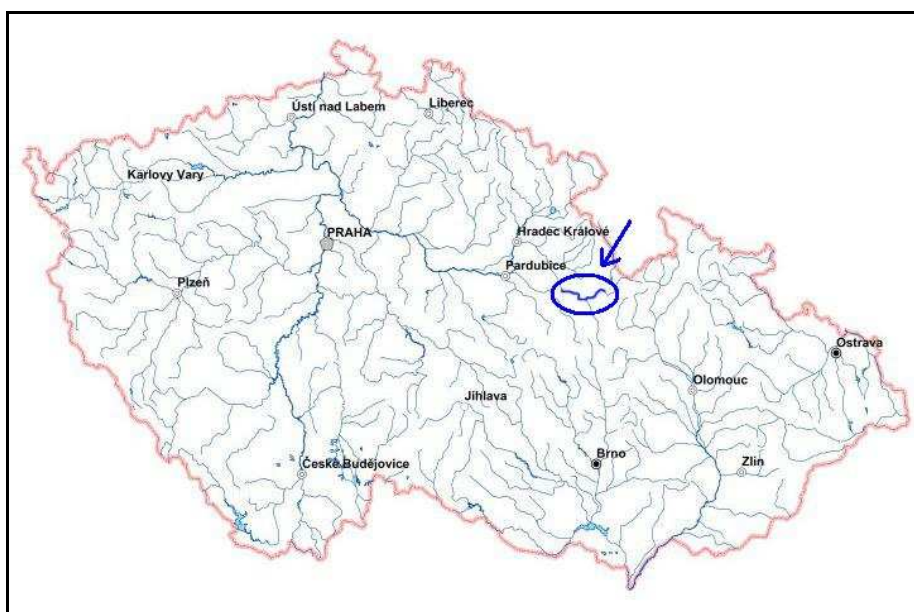
Z celkového počtu 4132 druhů a poddruhů vyskytujících se v České republice je 1378 z nich zavlečených (Pyšek et al., 2002). Nepůvodní druhy rostlin tedy představují 33,4 % z celkového počtu rostlin v České republice. Avšak pouze přibližně 30 z nich lze označit jako nebezpečné, způsobující škody na životním prostředí i škody hospodářské.

3 Mapování neofytů v povodí Tiché Orlice

3.1 Charakteristika oblasti mapování

Tichá Orlice

Pramení na západním temeni vrchu Jeřáb (v nadm. v. 760 m) v Jesenické oblasti, protéká Kladskou kotlinou a mezi Lichkovem a Těchonínem protíná snížený hřbet Orlických hor. V údolí teče loukami ve zčásti napřímeném řečišti (dále je tok většinou neupravený, technické zásahy se významněji dotkly jen části úseku pod Chocní). Pod Lanškýrkem a Ústím nad Orlicí vytváří hluboké údolí. Zde má již vzhled říčky tekoucí v táhlých zákrutech (Kunský, 1968).



Obr. 4: Sledovaná oblast Tiché Orlice (modrá) na mapě říční sítě České republiky (zdroj mapy - http://vitejtenazemi.cenia.cz/voda/popup_img.php?img=1)

Dolní tok pod Chocní je lemován říčními terasami, řeka je zde již poměrně hluboká a tvoří ostré zákruty s mírně proudící vodou. Významné přítoky na horním toku jsou zleva. Největším přítokem je Třebovka v Ústí nad Orlicí a Řetovský potok (Rybář et al., 1989).

Základní parametry toku podle Rybáře et al (1989) a CHMÚ v Hradci Králové
(<http://www.chmi.cz/HK/hradec.php>)

Plocha povodí Tiché Orlice	755,4 km ²
Délka toku	107,5 km
Průtok na soutoku s Divokou Orlicí	7,02 m ³ .s ⁻¹
Průměrný roční průtok na stanici v Dolních Libchavách	3,94 m ³ .s ⁻¹

Geologické a geomorfologické poměry

Oblast Tiché Orlice je tvořena mladšími horninami České vysočiny, převážně z období permu a křídý. Oblast je formována od období variského až po čtvrtohory (Kunský, 1968). Převládají svrchnokřídové slínovce až písčité vápence. Nad tokem Tiché Orlice se často tyčí opukové hřbety. Tato oblast, tzv. Třebovské mezihoří patří do provincie Českého masivu, leží mezi Českou křídovou tabulí, Východními Sudetami a Brněnskou vrchovinou (Kunský, 1968).

Mapované povodí toku Tiché Orlice patří do dvou subprovincií – Česká tabule a Krkonošsko-jesenická subprovincie. Podorlická pahorkatina na horním toku Tiché Orlice patří do Krkonošsko-jesenické subprovincie. Oblast patřící do subprovincie České tabule spadá do Orlické tabule a Svitavské pahorkatině.

Na začátku mapování toku v horní části protéká tok členitým reliéfem s výškovým rozpětím 301 – 400 m. Postupně převládají pahorkatiny s nižším rozpětím a u Chocně se výškové rozpětí pohybuje mezi 31-100 m (Balatka et al., 1996).

Pedologické poměry

Podle Tomáška (2003) se sledované území Tiché Orlice nachází od Letohradu do Libchav na kyselých hnědých půdách a hnědých půdách se surovými půdami od Chocně po Libchavy. Hnědé půdy jsou v republice nejrozšířenějším půdním typem. Jsou vázány na členitý reliéf svahů, vrcholů a hřbetů. Složení humusu je většinou méně kvalitní.

Klimatické podmínky

Mapovaná část Tiché Orlice patří do mírně teplé oblasti podhorského rázu. V Ústí nad Orlicí je roční průměrná teplota 7,2° C (Kunský, 1968). Místní klima ovlivňují hlubší údolní zářezy řek Divoké a Tiché Orlice a ostrá vysoká hrana Hřebečova a Třebovských stěn (Culek, 1996).

Tab. 2: Průměrný sezonní úhrn srážek (Český hydrometeorologický ústav, Univerzita Palackého, 2007)

Roční období	Srážky (mm)
jaro	150-200
léto	250-300
podzim	150-200
zima	125-200

Vegetační poměry

Podle Culka (1996) patří mapovaná oblast pod Svitavský bioregion, který zaujímá část Svitavské pahorkatiny a jižní polovinu Podorlické pahorkatiny. Na převážně vápnitých podkladech se střídají typy společenstev odpovídající dubovo-bukovému a bukovému vegetačnímu stupni.

Potenciální přirozenou vegetaci severní části bioregionu představují acidofilní doubravy. Na prudkých opukových svazích jsou ostrůvkovitě přítomny vápnomilné bučiny nebo suťové lesy. Květena je zastoupena typickými mezofilními druhy hercynských lesů.

V současnosti mají lesy sekundární druhovou skladbu s převažujícím smrkovým porostem s borovými monokulturami. Charakteristické jsou ale i bukové lesy v údolních zářezích (Culek, 1996).

V dolní části sledovaného toku se nachází lužní biotop s periodickým zaplavováním. Vyskytuje se zde jasan (*Fraxinus excelsior*), olše (*Alnus glutinosa*) a dub letní (*Quercus robur*). V bylinném patře převládají hygromyty a mezohygromyty jako bršlice kozí noha (*Aegopodium podagraria*), pcháč zelinový (*Cirsium oleraceum*) nebo škarda bahenní (*Crepis paludosa*) (Neuhauslová-Novotná, 1998).

Socioekonomická charakteristika

Sledovaný tok Tiché Orlice protéká významnými městy bývalého okresu Ústí nad Orlicí, a to Letohradem (200—500 obyv./km²), Ústím nad Orlicí (500—1000 obyv./km²), Brandýsem nad Orlicí (100—200 obyv./km²) a Chocní (200—500 obyv./km²) (Svoboda, 1984).

Údolím toku od Chocně do Ústí nad Orlicí vede trať 010 spojující Prahu s Českou Třebovou. Od Ústí nad Orlicí pokračuje regionální trať 024 do Letohradu. Od roku 2007 je hojně využívána cyklostezka, která spojuje všechna výše zmíněná města a stejně jako železniční trať rozděluje nivu Tiché Orlice.

Okolní plochy jsou využívány pro zemědělskou výrobu. Z průmyslu je nejvýznamnější strojírenství a potravinářství. Oblast nepatří mezi vyhledávaná turistická místa.

3.2 Přehled sledovaných taxonů

Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*)

Rostlina je původně ze západního Kavkazu, kde roste ve středně horském stupni v horských nivách, na okrajích horských lesů a podél vodních toků. Na území České republiky je rozšířen nerovnoměrně z důvodu několika center pěstování a zavlečení (Višňák, 1997). Druh byl zavlečen jako dekorativní do zámeckých parků (Perglová et al., 2007). Nejčastěji se nachází v západních Čechách. Ve střední Evropě invaduje zejména polopřirozená travinná společenstva, dusíkem bohatá společenstva a antropogenní stanoviště (Mandák, 2006a). Jedná se o velmi agresivní invazní druh, který podstatně mění složení rostlinných společenstev, do nichž vstoupil.

Dub červený (*Quercus rubra*)

Primárním areálem je východní část Severní Ameriky. Jeho rozšíření v ČR je roztroušené. Jedná se o rychle rostoucí dřevinu, která intenzivně zmlazuje. Využíván zprvu jako dekorativní parková dřevina. Teprve v posledních desetiletích je významněji vysazován v lesních kulturách (Veselý, 2003).

Javor jasanolistý (*Acer negundo*)

Původním areálem je mírné pásmo východní a střední části Severní Ameriky, kde se vyskytuje v aluviálních lesích a podmáčených stanovištích. V sekundárním areálu preferuje příbřežní porosty vrbových křovin na náplavech a údolní luhy nížinných řek (Křivánek, 2006a). Je využíván jako parková dřevina nebo v alejích kolem dopravních cest. Lesnický je prakticky nevyužitelný (Veselý, 2003). V poslední době se šíří i na ruderalních místech. V porostech potlačuje ostatní dřevinnou složku díky schopnosti rychlého obsazení prostoru. I přes své invazní chování je doporučován v metodikách revitalizace toků jako doprovodná dřevina.

Křídlatka (*Reynoutria sp.*)

Rod je u nás zastoupen dvěma druhy *Reynoutria japonica* (pouze jediný samičí klon) a *Reynoutria sachalinensis*, které se mezi sebou kříží - *Reynoutria x bohemica*. *Reynoutria sp.* patří mezi vytrvalé statné byliny s dutými lodyhami s bohatě vyvinutým systémem podzemních oddenků. *R. japonica* je oproti *R. sachalinensis* menšího vzrůstu, nemá srdčitou bázi listu. Kříženec se vyznačuje přechodnými znaky mezi rodiči (Mandák, 2006d).

R. sachalinensis a *R. japonica* pochází z Koreje, Číny a Japonska, kde obsazují široké spektrum stanovišť (Conolly, 1977). Rostou na ruderalních místech a podél řek. Podle Rybáře et al. (1989) se šíří na rumištích, náspech a intravilánech, občas se objevují i jako okrasné rostliny

v parcích. Preferují středně vlhké až vlhčí půdy. Vzhledem k častému zplaňování a schopnosti nekontrolovatelně se šířit patří v současné době mezi několik nejobtížnějších invazních druhů v Evropě (Mandák a Pyšek, 1997).

Kustovnice cizí (*Lyceum barbarum*)

Původním je tento keř v jihovýchodní Evropě a Malé Asii. U nás se vyskytuje především v teplejších oblastech. Roste na neudržovaných suchých svazích, rumišťích, kolem silnic a železničních tratí, často v městském prostředí. V současnosti se jedná o invazní druh, proniká i do přirozených společenstev (Křivánek, 2006c).

Loubinec (*Parthenocissus* sp.)

Vytrvalá opadavá liána dorůstající délky 10–20 m. Pochází se Severní Ameriky. U nás se často pěstuje zvláště jako okrasná a krycí dřevina, která je nenáročná na půdy preferující živinami bohatší stanoviště. Snáší i půdy zaplavované. Druhy rodu *Parthenocissus* sp. se pěstují v zámeckých parcích i v městské zeleni (Rybář et al., 1989). Je označen jako invazní druh, neboť proniká i do přirozených porostů, zejména do společenstev lužních lesů a příbřežních křovin (Křivánek, M., 2006d).

Netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*)

Původní areál druhu se nachází v oblasti západních Himalájí, v okolí řek a potoků (Mandák, 2006c). Za původce druhotného rozšíření se považují botanické zahrady a zámecké parky. Do současnosti se *Impatiens parviflora* stačila rozšířit na značnou část našeho území. Chybí pouze ve vyšších horských polohách. Významné je šíření vodními toky. *Impatiens parviflora* dokáže pronikat i do přírodních společenstev s přirozenou vegetací (Višňák, 1997). V podrostu lesa pak vytváří monokulturu a redukuje druhové složení bylinného patra (Mandák, 2006c).

Netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*)

Domovským areálem rostliny jsou Himaláje, kde se vyskytuje podél řek a na lesních okrajích. Do Evropy byla přivezena jako okrasná a nektarodárná bylina. V současnosti se v České republice vyskytuje prakticky na celém území kromě horských poloh (Mandák, 2006b). Vyžaduje poměrně vlhká stanoviště, živinami bohaté půdy a polostín. Patří mezi expanzivní druhy v pobřeží stojatých i tekoucích vod, které se šíří poměrně rychle po opakujících se záplavách (Hejný, 2000). Díky svému vzrůstu jde o konkurenčně velmi schopný druh. Šíření

probíhá pomocí semen, která mohou být šířena proti proudu vodních toků ptáky či vystřelovaná z pukajících tobolek .

Pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*)

Původní domovinou dřeviny je severovýchodní a východní Čína. Druh se vyskytuje zejména v teplých oblastech s centrem na jižní Moravě a v Polabí. Je pěstován v parcích a nabízen v zahradnictvích (Křivánek, 2006b). Jedná se o rychle rostoucí dřevinu. Zplaňuje v okolí sídel a v nížinách. V lesnictví není významněji využíván, ale je také doporučován jako doprovodná dřevina při revitalizacích říčních systémů.

Pěťour (*Galinsoga sp.*)

Jedná se o jednoletou bylinu dosahující výšky až 60 cm. Původní oblastí je Jižní Amerika, kde roste na zaplavovaných půdách, na náplavech řek a potoků. V České republice se vyskytuje na polích, v zahradách, na ruderalních stanovištích a v narušených porostech potočních niv (Višňák, 1997). Jde o obtížný invazní plevel zemědělských kultur.

Slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*)

Rostlina pochází ze Severní Ameriky, kde se vyskytuje na zamokřených půdách a zpustlých stanovištích. V Evropě se již dlouho pěstuje jako krmná okopanina i zelenina. Zplaňuje především v nižších a středních nadmořských výškách. Preferuje jak antropogenní, tak lužní a živinami bohaté půdy (Kořínková et al., 2006b). Druh zplaňuje a intenzivně se šíří podél potoků a řek. Patří do skupiny aktuálně nebezpečných invazních druhů, které ani zdaleka neobsadily všechna dostupná stanoviště.

Trnovník akát (*Robinia pseudacacia*)

Vyskytuje se ve východní a střední části Severní Ameriky na otevřených a disturbovaných stanovištích. V České republice snáší široké spektrum podmínek, půdy bohaté i chudé, suché i vlhčí. Proniká do lesů, okrajů cest, pasek, náspů tratí, zahrad, křovinatých strání (Křivánek, 2006e).

Dokáže vázat atmosférický dusík pomocí rhizobiálních bakterií. Touto symbiózou významně obohacuje půdu v takové míře, že půdu doslova přehnojuje (Veselý, 2003). Produkuje inhibiční látky bránící klíčení a růstu řady bylinných druhů v podrostu. Využívá se jako protierozní dřevina, do větrolamů, při ozeleňování suchých půd. I přes svojí značnou invazivitu je doporučován jako doprovodná dřevina při revitalizacích břehových porostů a do lužních lesů.

Třapatka dřípatá (*Rudbeckia laciniata*)

Je původní v Severní Americe, kde obývá břehy potoků a vlhká místa od nížin do hor. Nejčastější výskyt je na slunných místech v nivách vodních toků, na železničních stanicích a podél tratí, v lužních lesích, na rudérálních stanovištích v obcích, na rumištích i skládkách (Kořínková et al., 2006d). Jedná se o invazní druh, který už má zřejmě etapu prudkého šíření na vhodná stanoviště za sebou. Na nové lokality se příliš nešíří.

Turan roční (*Erigeron annuus*)

Pochází ze Severní Ameriky, kde roste v suchých lesích, na pasekách a jako plevel na polích. Na sekundárních stanovištích vyhledává podobné podmínky jako v zemi svého původu. Na více místech je zplanělý a zdomácnělý na březích řek, na světlinách v lužních lesích, na náspech a na živinami bohatých půdách (Kochánková et al., 2006).

Turanka kanadská (*Conyza canadensis*)

V původním areálu se vyskytuje na jihu Kanady a USA. V České republice je rozšířena po celém území v intravilánech obcí. Šíří se na disturbovaných plochách (Kořínková et al., 2006a).

Vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*)

Druh pochází ze západu USA. U nás zdomácněl skoro na celém území. Občas se invazně šíří, ale v některých oblastech chybí. Má schopnost obohacovat půdu dusíkatými sloučeninami. Proto byly vysévány k obohacení půdy v lesích, používaly se i jako pastva pro zvěř a ke zpevňování násypů (Kořínková et al., 2006c).

Zlatobýl (*Solidago sp.*)

Původem je ze Severní Ameriky, kde se vyskytuje po celém území v nižších polohách. V České republice obsazuje intravilány obcí, rumiště, okraje komunikací, železniční násypy, sušší břehy řek. Je dlouhodobě pěstován v parcích a zahradách (Višňák, 1997). Zlatobýl kanadský je oblíbená včelařská rostlina. Je také schopen rychle kolonizovat vhodná stanoviště, čemuž výrazně napomáhá velké množství snadno šířitelných a dobře klíčivých nažek. Vedle toho je schopen se úspěšně šířit vegetativně odnožováním (Kořínková et al., 2006e).

3.3 Metodika mapování a zpracování dat

V rámci projektu VaV SM/2/57/05 „Dlouhodobé změny poříčních ekosystémů v nivách toků postižených extrémními záplavami“ byla použita metodika Mapování upravenosti vodních toků a údolních niv (MUTON). Mezi mapované parametry této metodiky patří i sledování rozšíření invazních neofytů.

Odhad počtu neofytů se stanovoval v tzv. **segmentech** břehové vegetace, které byly stanovené na 500 m. Segmenty se definovaly na základě říční kilometráže s ohledem na významné orientační body a prvky v krajině (mosty, jezy apod.). Za břehovou vegetaci, ve které se zjišťoval výskyt neofytů, byl považován pás vegetace podél vodního toku, který bývá přibližně jednou ročně zaplavován a jeho šířka je z jedné strany ohraničena vodní hladinou a z druhé břehovou hranou (Novák et al., 1986). Šířka tohoto pásu se pohybovala většinou v rozmezí 5-15 m.

Vždy bylo sledováno více sousedních segmentů (z důvodu vyloučení případných anomálií), obvykle 6-10 (Matějček, 2009). **Sérií segmentů** je myšlena souvislá řada sousedních segmentů vodního toku. Při vyhodnocení dat jsem zvolila za 1 sérii 9 segmentů jdoucích za sebou. Tím jsem získala 81 segmentů na každém břehu toku.

Mapování z praktických důvodů probíhá v období květu sledovaných neofytů, tedy v období měsíce července až září. V případě této bakalářské práce jsem výskyt invazních druhů rostlin podél toku Tiché Orlice provedla v první polovině srpna 2009. Z pozorovaných rostlin nekvetla pouze slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), u které ale nebyl problém se záměnou za jiný druh.

Mapováno bylo 17 invazních druhů rostlin, u kterých se předpokládal výskyt v břehové vegetaci. Příbuzné druhy se pro usnadnění mapování zaznamenávaly bez mezidruhového rozlišení. V této práci používám pouze rodová jména příbuzných druhů.

pěťour (<i>Galinsoga</i>)	- p. malokvětý (<i>G. parviflora</i>), p. srsnatý (<i>G. quadriradiata</i>)
loubinec (<i>Parthenocissus</i>)	- l. popínavý (<i>P. inserta</i>), l. pětistý (<i>P. quinquefolia</i>)
křídlatka (<i>Reynoutria</i>)	- k. sachalinská (<i>R. sachalinensis</i>), k. japonská (<i>R. japonica</i>), k. česká (<i>R. bohemica</i>)
zlatobýl (<i>Solidago</i>)	- z. kanadský (<i>S. canadensis</i>), z. obrovský (<i>S. gigantea</i>)

Při terénním mapování byly používány záznamové formuláře, do kterých se zapisovaly veškeré údaje, a to strana sledovaného břehu (P – pravý břeh, L – levý břeh), říční kilometry, počet zaznamenaných neofytů, poznámky týkající se výskytu invazních rostlin (úprava koryta,

stav nivy, vodní díla, apod.). Segmenty byly zakreslovány do Základních vodohospodářských map ČR s měřítkem 1: 50 000.

Používané metody o počtu jedinců

Počet jedinců v segmentu byl zjišťován odhadem. Druhy vyskytující se v malém počtu, byly počítány s přesností na jednotky nebo desítky. Druhy vyskytující se v segmentu ve velkém množství byly odhadovány s přesností na 100 jedinců.

V původní metodice jsou pro každý segment údaje o počtu jedinců vyjádřené pomocí logaritmické stupnice jako střed daného segmentu (5, 50, 500, 5000, ...). Při vyhodnocování mapování břehové vegetace Tiché Orlice používám nejdříve metodu odhadu bez logaritmické stupnice. Poté ji srovnávám s používanou metodou s logaritmickou stupnicí.

Ukazatele pro jednotlivé segmenty

Pro každý segment lze vyjádřit tyto ukazatele:

- počet zaznamenaných taxonů PT
- celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů PJ
- prostý index zatížení invazními neofyty I_p
- vážený index zatížení invazními neofyty I_v

Počet zaznamenaných taxonů (PT) byl proveden bez ohledu na počet jedinců. Druhy, které byly počítány společně (*Galinsoga sp.*, *Parthenocissus sp.*, *Reynoutria sp.*, *Solidago sp.*) se započítaly pouze jednou. Ukazatel se mohl pohybovat mezi hodnotami 0 až 17.

Ukazatel počet jedinců sledovaných taxonů (PJ) podává informaci o počtu všech vyskytujících se jedinců ve vymezeném segmentu. Teoreticky může hodnota ukazovat hodnotu 0 až $+\infty$.

Prostý index zatížení invazními neofyty (I_p) vyjadřuje celkové zatížení invazními neofyty v daném segmentu břehové vegetace, přičemž je brán v úvahu počet přítomných druhů i počet jedinců. Výpočet získáme vztahem $I_p = \log PJ + PT$.

Vážený index zatížení invazními neofyty (I_v) zohledňuje několik působících faktorů, které jsou v rámci každého druhu vyhodnoceny koeficientem taxonu t , k_t (Tab. 3). Vyhodnocuje se velikost jednotlivých druhů, jejich stabilita na stanovišti, potenciální nebezpečnost pro přirozenou vegetaci nebo pro člověka a jeho aktivity (Matějček, 2009). Hodnota indexu zatížení

je vyjádřena pomocí vzorce $I_v = \log (\sum PJ_t \cdot k_t)$, kde PJ_t znamená počet jedinců taxonu t a k_t koeficient taxonu t .

Tab. 3: Koeficienty jednotlivých sledovaných taxonů pro výpočet váženého indexu zatížení invazními neofyty (Matějček, 2009).

Latinský název	velikost	nebezpečnost	vytrvalost	koeficient (k)
<i>Acer negundo</i>	3	1	1	5
<i>Ailanthus altissima</i>	3	1	1	5
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	0	2
<i>Erigeron annuus</i>	1	0	0	1
<i>Galinsoga quadriradiata</i> , <i>G. parviflora</i>	1	0	0	1
<i>Helianthus tuberosus</i>	2	1	1	4
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	2	2	1	5
<i>Impatiens glandulifera</i>	2	2	0	4
<i>Impatiens parviflora</i>	1	1	0	2
<i>Lupinus polyphyllus</i>	1	1	1	3
<i>Lycium barbarum</i>	2	1	1	4
<i>Parthenocissus inserta</i> , <i>P. quinquefolia</i>	2	0	1	3
<i>Quercus rubra</i>	3	1	1	5
<i>Reynoutria japonica</i> , <i>R. sachalinensis</i> , <i>R. bohemica</i>	2	2	1	5
<i>Robinia pseudacacia</i>	3	1	1	5
<i>Rudbeckia laciniata</i>	2	1	1	4
<i>Solidago canadensis</i> , <i>S. gigantea</i>	2	1	1	4

Hodnocení průměrné velikosti rostliny: 3 = dřeviny nad 5 m, 2 = vzrostlé byliny dorůstající obvykle více než 1 m, 1 = drobné byliny; hodnocení vytrvalosti: 0 = jednoletý druh, 1 = dvouletý a víceletý druh; hodnocení potenciální nebezpečnosti: 1 = druhy hodnocené jako nebezpečné invazní, 2 = druhy hodnocené obvykle jako nejnebezpečnější, 0 = ostatní druhy.

Ukazatele pro série segmentů

Na základě výše uvedených ukazatelů je pro jednotlivé série segmentů a úseky vodních toků dále možné vypočítat následující ukazatele (Matějček, 2009):

- celkový počet taxonů v sérii - PTs
- průměrný počet taxonů v segmentu - PT/sg
- podíl segmentů s výskytem jednotlivých taxonů - osg
- průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v segmentu – PJ/sg
- průměrný počet jedinců jednotlivých taxonů v obsazeném segmentu – PJ/osg
- průměrný celkový počet jedinců všech sledovaných taxonů v segmentu – PJcelk/sg
- průměrná hodnota prostého indexu zatížení invazními neofyty - Ip

- průměrná hodnota váženého indexu zatížení invazními neofyty - Iv
- podíl segmentů bez výskytu invazních neofytů sg0
- podíl segmentů s výskytem invazních neofytů. sg+

Celkový počet taxonů PTs zobrazuje zastoupení taxonů v jednotlivých sériích. Hodnota může nabývat od 0 do 17.

Průměrný počet taxonů v segmentu (PT/sg) se vypočítá podle vzorce $PT/sg = \sum (PT_1 + PT_2 + \dots + PT_x)/x$. Za x dosadíme počet segmentů v úseku a $PT_1 \dots PT_x$ znamená počet zaznamenaných taxonů v jednotlivých segmentech .

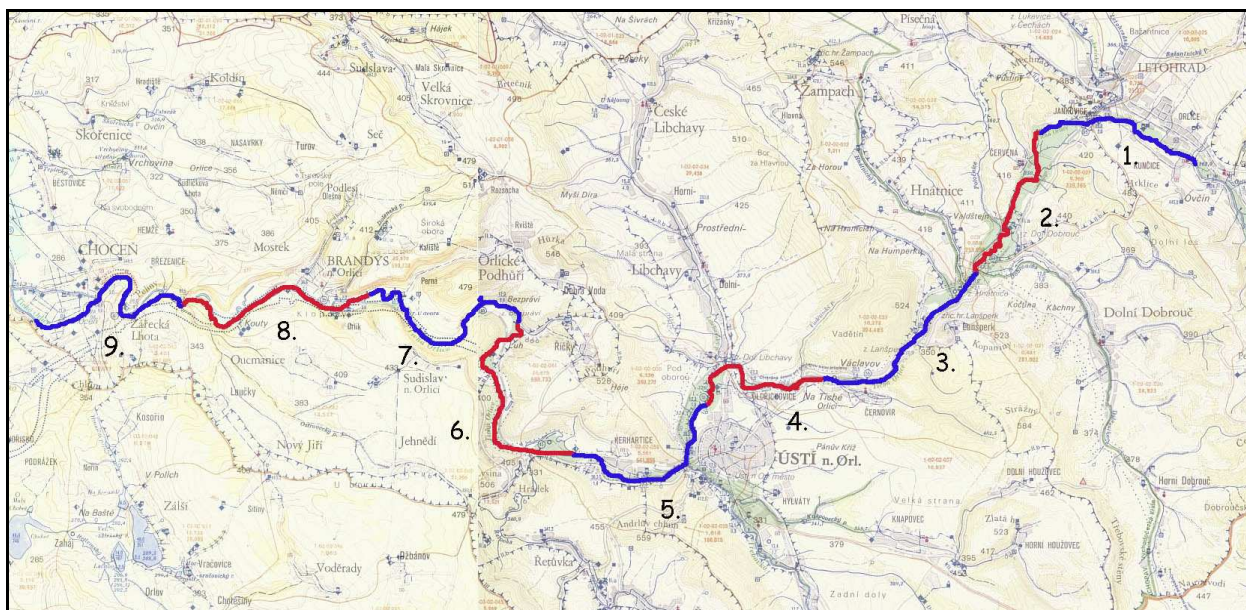
Podíl obsazených segmentů (osg) vyjadřuje zastoupení daného taxonu v sérii k celkovému počtu segmentů v sérii. Obsazenost dosahuje hodnot od 0 do 1 a může se vyhodnotit v procentech.

Průměrný počet jedinců daného taxonu v obsazeném segmentu (PJ/osg) získáme podílem celkového počtu jedinců každého taxonu k počtu obsazených segmentů daného taxonu v sérii. Tento ukazatel lze považovat za přesnější při určování průměrného počtu jednotlivého taxonu v obsazeném segmentu než průměrný počet jedinců v segmentu bez ohledu na přítomnost daného taxonu.

Podíl segmentů bez výskytu invazních neofytů (sg0) vypočteme jako podíl počtu segmentů bez zastoupení jednotlivých taxonů v sérii k celkovému počtu segmentů v sérii. Výsledek lze vyjádřit v procentech. Podíl segmentů se zastoupením invazních neofytů (sg+) doplňuje sg0 do 100 %.

4 Výsledky

Vlastní mapování výskytu neofytů v břehové vegetaci bylo prováděno mezi 27,0. - 67,5. říčním kilometrem Tiché Orlice po obou stranách toku. K vymezení jednotlivých segmentů byla použita Vodohospodářská mapa v měřítku 1:50 000. Z mapování výskytu neofytů byla získána data ze 162 segmentů, která byla rozdělena do 18 sérií. V každé sérii se nachází 9 segmentů.

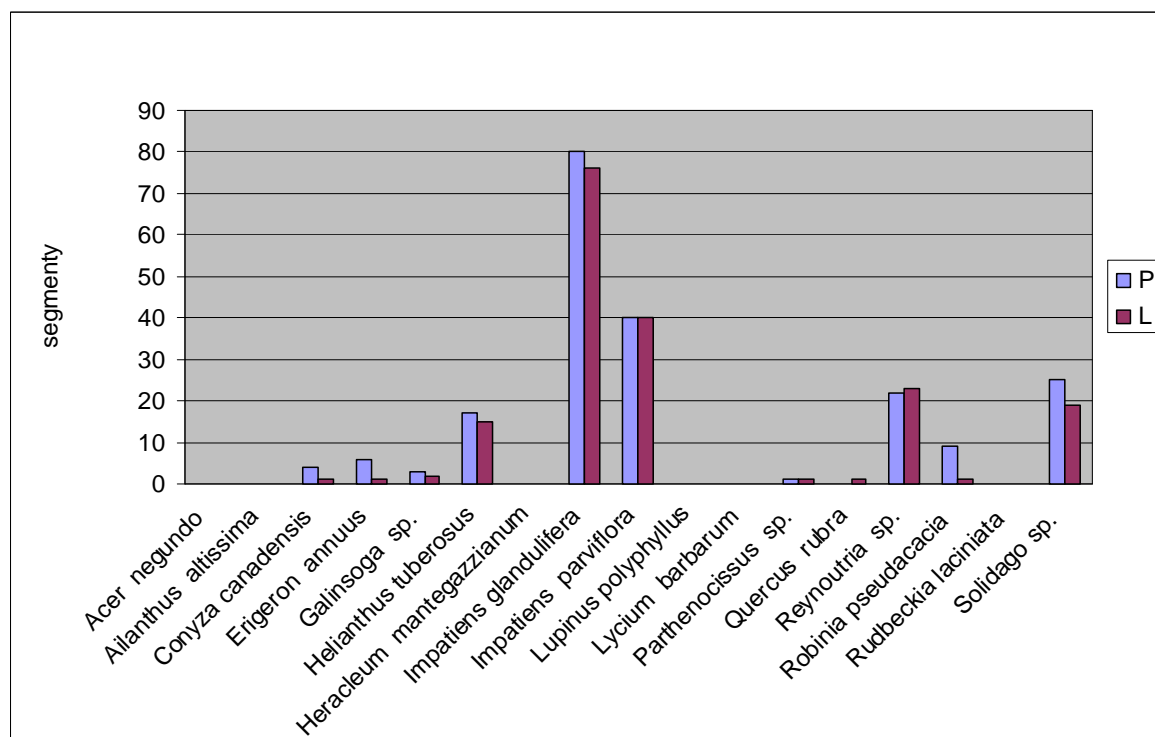


Obr. 5: Mapovaná část Tiché Orlice zobrazená po sériích. Vodohospodářská mapa 1:50 000.

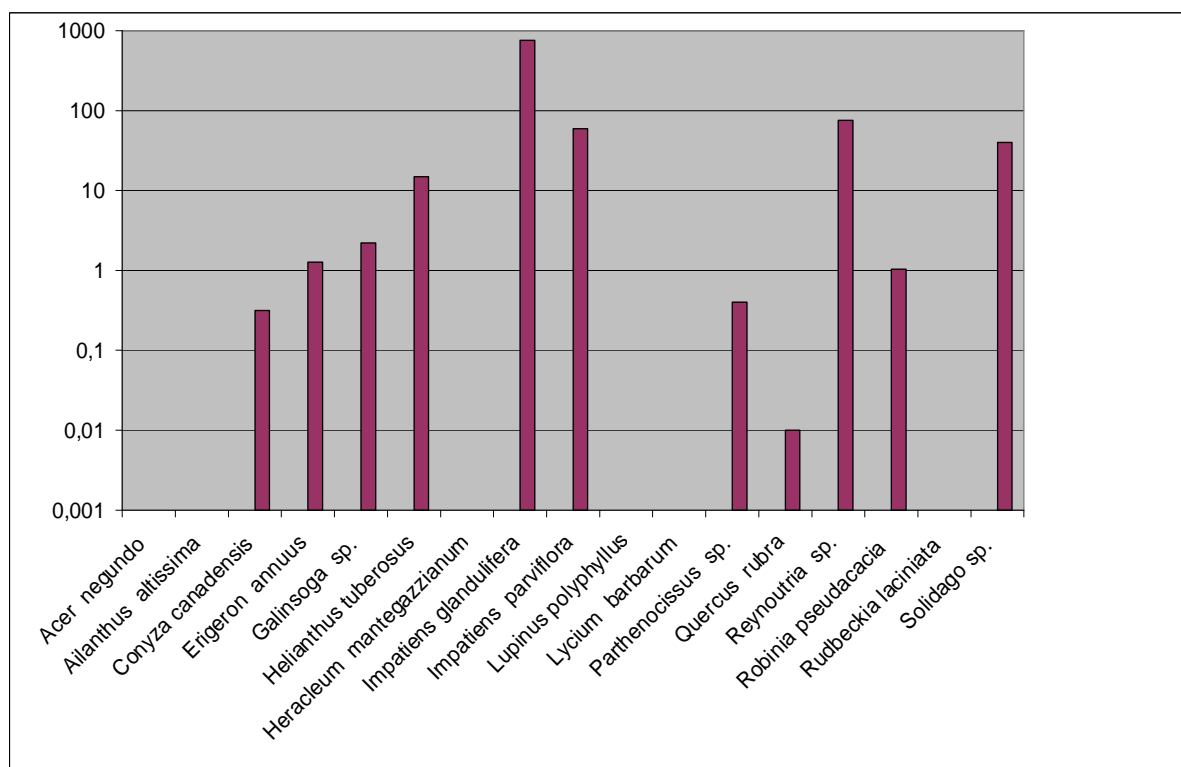
1. série – Kunčice, Letohrad, osada Červená (L – skála, L, P – zástavba, podél cyklostezky, louky); 2. série – bez sídel (L, P – louky, pole, výrazné meandry); 3. série – Hnátnice, Černovír (L – skála, L, P – louka, podél žel. trati a cyklostezky); 4. série – Libchavy, Ústí nad Orlicí (L – částečně omezený přístup, zarostlý úsek, L, P – louky, zástavba); 5. série – Ústí nad Orlicí, Kerhartice (L, P – louky, zástavba, podél cyklostezky); 6. série – bez sídel, pouze chatky v Bezprávi (L, P – louky, les, železnice); 7. série – bez sídel (L, P – podél žel. trati a cyklostezky, louky, les); 8. série – Brandýs nad Orlicí (P – fotbalové hřiště, P, L – les, louka, zarostlé úseky); 9. série – Chocení (L – skála, P – prudký svah, zarostlý úsek, žel. trať, L, P – upravený tok)

Ze 17 sledovaných taxonů bylo v břehové vegetaci zaznamenáno 11. U druhů javor jasanolistý (*Acer negundo*), pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*), kustovnice cizí (*Lyceum barbarum*) a třapatka dřípátá (*Rudbeckia laciniata*) nebyla prokázána jejich přítomnost.

Zastoupení jednotlivých sledovaných taxonů v segmentech se pohybovalo mezi 0 až 6. Průměrný počet zastoupení taxonů v každém segmentu představoval hodnotu 2,39. V rámci jednotlivých sérií se výskyt taxonů pohyboval mezi 2 až 8. V každé sérii se průměrně vyskytovalo 5,44 taxonu. Ze 162 mapovaných segmentů břehové vegetace se pouze ve třech nevyskytovaly invazní druhy rostlin.



Obr. 6: Počet taxonů zastoupených ve 162 segmentech. Graf je rozdělený podle strany sledované břehové vegetace na P – pravý břeh a L – levý břeh. Na každé straně břehu může zastoupení jednoho druhu dosáhnout maximálně hodnoty 81.



Obr. 7: Průměrný počet jedinců v segmentu

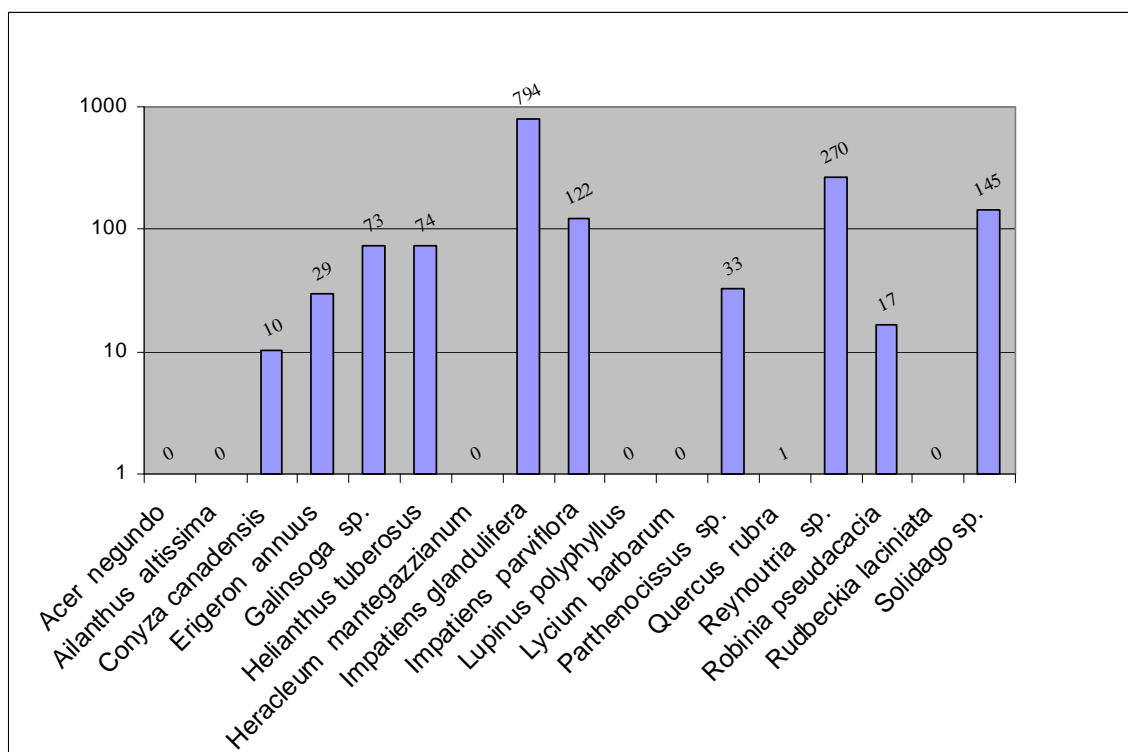
Ze všech sledovaných neofytů byla nejčastěji zaznamenána netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), která se vyskytovala z 96,3 % ve všech segmentech a v každé z 18 sérií, viz tab. 4. Představovala proto nejvíce zastoupený druh ve všech segmentech. S průměrným počtem 764 jedinců v segmentu byla také nejpočetnější. Téměř v polovině všech sledovaných segmentů a ve všech sériích byla rozšířena netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Nejčastěji se nacházela na okrajích břehů navazujících na lesní porost nebo v nízké břehové vegetaci. Četnější se v segmentech vyskytovaly taxony slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*) v 19,75 %, křídlatka (*Reynoutria sp*) v 27,78 % a zlatobýl (*Solidago sp.*) v 27,16 %.

Tab. 4: Vybrané charakteristiky taxonů

Latinský název	Počet jedinců PJ	Počet zastoupení PT	Průměrný PJ (osg)	Medián	Podíl osg v %	Zastoupení taxonů v sériích celkem %
<i>Acer negundo</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Alianthus altissima</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Conyza canadensis</i>	51	5	10	6	3,1	6
<i>Erigeron annuus</i>	205	7	29	15	4,3	28
<i>Galinsoga parviflora</i>	363	5	73	15	3,1	22
<i>Helianthus tuberosus</i>	2 373	32	74	20	19,8	67
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Impatiens glandulifera</i>	123 822	156	794	665	96,3	100
<i>Impatiens parviflora</i>	9 773	80	122	48	49,4	100
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Lycium barbarum</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Parthenocissus quiquefolia</i>	65	2	33	33	1,2	11
<i>Quercus rubra</i>	1	1	1	1	0,6	6
<i>Reynoutria sp.</i>	12 150	45	270	150	27,8	78
<i>Robinia pseudacacia</i>	167	10	17	2	6,2	39
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	0	0	0	0,0	0
<i>Solidago sp.</i>	6 391	44	145	49	27,2	83

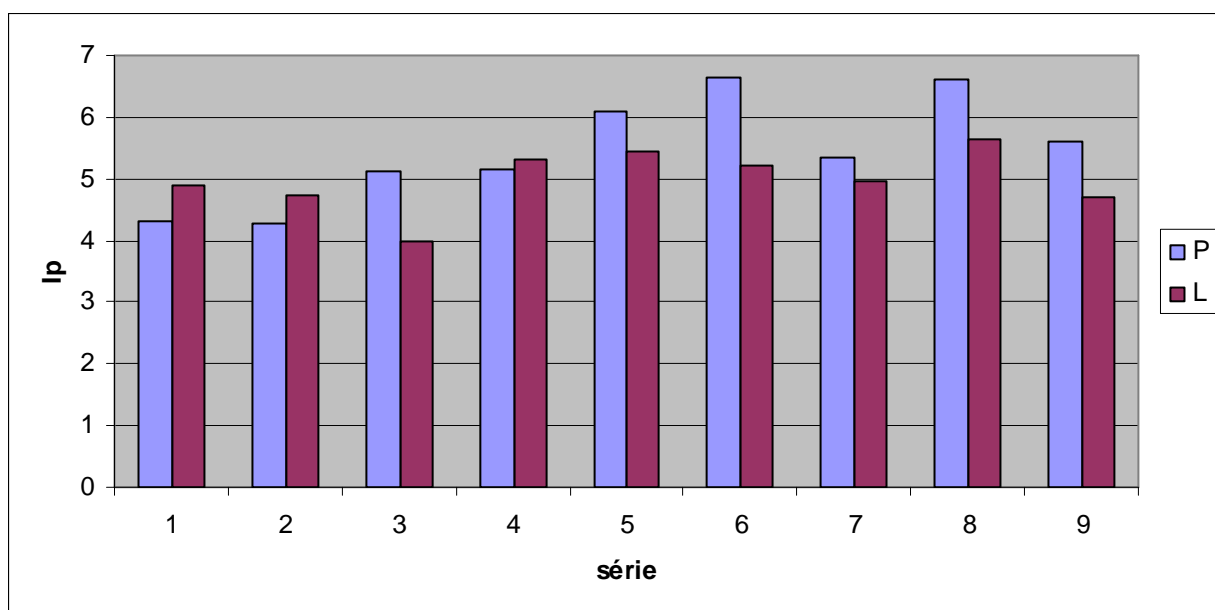
(PJ – součet všech pozorovaných zástupců daného taxonu, PT – celkový součet výskytu taxonu ve 162 segmentech, osg – obsazený segment)

Přesnější vyhodnocení počtu taxonů nabízí ukazatel vyjadřující průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu (osg) daného taxonu. Průměrný počet křídlatek (*Reynoutria sp.*) v obsazeném segmentu dosahoval až 270 jedinců. Početné zastoupení v segmentu mají i zlatobýl (*Solidago sp.*) a netýkavka malokvětá (*Impatiens parviflora*). Nejpočetnějším druhem je již zmíněná netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*) s průměrným počtem 794 jedinců v obsazeném segmentu, která byla dominantní v převážné části sledovaného úseku.

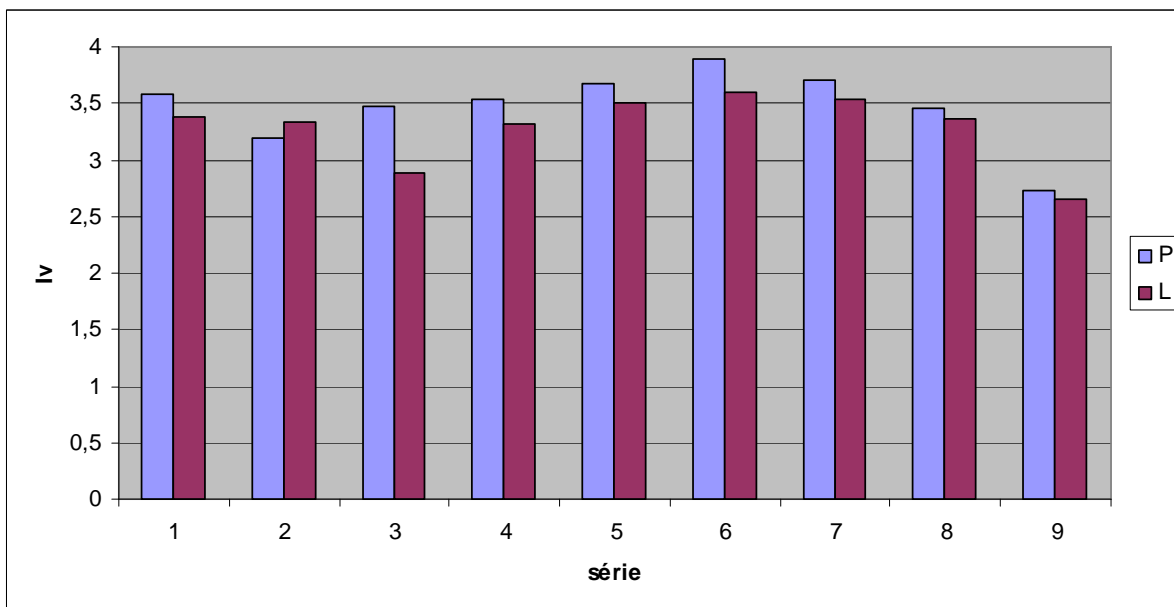


Obr. 8: Průměrný počet jedinců v obsazeném segmentu

Hodnota prostého indexu zatížení z velké míry závisí na počtu taxonů v segmentu, proto nejvyšší zatížení je vždy zaznamenáno v přítomnosti pěti a šesti taxonů v segmentu, což byl zároveň maximální výskyt počtu taxonů v jednom sledovaném úseku. Průměrný index zatížení segmentu dosahuje hodnoty 5,23.



Obr. 9: Průměrný prostý index zatížení neofyty I_p v sériích, P- pravý břeh toku, L- levý břeh toku.



Obr.10: Průměrný vážený index zatížení neofyty Iv v sériích, P – pravý břeh toku, L- levý břeh toku.

Průměrný prostý a vážený index vyjadřuje průměrnou hodnotu segmentů v dané sérii. Nejvyšší prostý index zatížení $I_p = 9,14$ byl zaznamenán v 5. sérii v úseku mezi 48,0. - 48,5. říčním kilometrem, kde řeka protéká městem Ústí nad Orlicí poblíž vlakového nádraží.

V rámci sérií nabývá prostý index nejvyšších hodnot v sériích 6 a 8. Tento výsledek odpovídá průměrně nejvyššímu počtu výskytu taxonů. Průměrná hodnota zatížení v sériích je 5,22.

Průměrný vážený index (I_v) zatížení neofyty se pohybuje mezi hodnotami 2,65 - 3,89. Tento ukazatel výstižněji zohledňuje zatížení daného úseku invazními neofyty. Koeficient k_t vyjadřuje velikost, vytrvalost a nebezpečnost každého taxonu a pohybuje se mezi hodnotami 1-5. Nejvyšších hodnot koeficientů podle tabulky výše dosahovaly taxony slunečnice topinambur (*Helianthus tuberosus*), netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*), dub červený (*Quercus rubra*), křídlatka (*Reynoutria sp.*), a zlatobýl (*Solidago sp.*) Jejich zvýšený počet představoval i zvýšené zatížení neofyty konkrétního úseku.

Porovnání metod

Odhad počtu jedinců jednotlivých taxonů v logaritmické metodě byl zaznamenáván pomocí logaritmické stupnice (1 = 1-9 jedinců, 2 = 10-99 jedinců, 3 = 100-999 jedinců atd.). Tento postup byl zvolen, aby minimalizoval drobné nepřesnosti při odhadech v terénu, a aby zohlednil skutečnost, že samotná přítomnost daného druhu je potenciálem pro jeho další šíření

(Matějček, T., 2009). Při zpracování dat byla použita střední hodnota této logaritmické stupnice (5, 50, 500, 5 000, atd.).

Při vyhodnocování dat získaných z mapování břehové vegetace Tiché Orlice jsem rovněž pracovala s odhadnutými čísly, avšak bez použití logaritmické stupnice. Oba postupy jsem poté porovnála.

Tab. 5: Porovnání metody s logaritmickou stupnicí a vyhodnocování s konkrétními čísly

Latinský název	Průměrný PJ/osg v log. metodě	Průměrný PJ/osg, odhadnutými čísly
<i>Acer negundo</i>	0	0
<i>Alianthus altissima</i>	0	0
<i>Coryza canadensis</i>	23	10
<i>Erigeron annuus</i>	31	29
<i>Galinsoga parviflora</i>	122	73
<i>Helianthus tuberosus</i>	96	74
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	0	0
<i>Impatiens glandulifera</i>	1757	794
<i>Impatiens parviflora</i>	232	122
<i>Lupinus polyphyllus</i>	0	0
<i>Lycium barbarum</i>	0	0
<i>Parthenocissus quiquefolia</i>	50	33
<i>Quercus rubra</i>	5	1
<i>Reynoutria sp.</i>	429	270
<i>Robinia pseudacacia</i>	23	17
<i>Rudbeckia laciniata</i>	0	0
<i>Solidago sp.</i>	322	145

Z tabulky je patrné, že počet odhadovaných taxonů je vždy nižší, u většiny více než dvojnásobně. Průměrný počet všech vyskytujících se neofytů v segmentu v logaritmické metodě dosahoval hodnoty 2040 a při vyhodnocování odhadnutých čísel 959.

Důvodem rozdílných hodnot může být nepřesný odhad počtu neofytů při mapování břehové vegetace toku. Nevýhodou práce s konkrétními čísly je větší časová náročnost při záznamu.

V porovnání prostých a vážených indexů (Tab. 6) má metoda s logaritmickou stupnicí vždy vyšší hodnoty, v průměru o dvě desetiny. Tento rozdíl nelze považovat za zásadní. Podobné

hodnoty indexů získané porovnáním metod znamenají, že používání logaritmické metody je každopádně věrohodné hlavně při vyhodnocení zatížení břehové vegetace neofyty.

Tab. 6: Porovnání logaritmické metody a počítání s konkrétními čísly ve vyhodnocení prostých a vážených indexů.

série	lp v log. metodě		lp s konkrétními číslly		lv v log. metodě		lp s konkrétními číslly	
	L	P	L	P	L	P	L	P
1	5,23	4,33	4,90	4,31	3,69	3,46	3,38	3,58
2	4,95	4,60	4,74	4,27	3,54	3,53	3,33	3,20
3	4,22	5,20	3,98	5,11	3,13	3,57	2,88	3,48
4	5,56	5,27	5,30	5,16	3,56	3,63	3,32	3,53
5	5,83	6,46	5,45	6,10	3,87	4,03	3,50	3,68
6	5,43	6,90	5,21	6,63	3,81	4,16	3,59	3,89
7	5,21	5,42	4,97	5,35	3,79	3,78	3,53	3,71
8	5,86	6,71	5,63	6,61	3,58	3,54	3,37	3,45
9	4,94	5,88	4,70	5,61	2,87	2,99	2,65	2,73
průměr	5,25	5,64	4,99	5,46	3,54	3,63	3,28	3,47

5 Diskuse

V průběhu mapování a vyhodnocování výsledků byly zjištěny jisté metodické problémy. Jedním z nich byla otázka, jak nejpřesněji odhadnout počet neofytů v břehové vegetaci toku. Tento problém není tak závažný při použití logaritmické stupnice, kde je pouze důležité určit hranici mezi jednotlivými stupni (viz Porovnání metod str. 37). Například při mapování výskytu nepůvodních druhů rostlin v jižních Čechách byla hodnocena pouze prezence nebo absence daného druhu na území o 1 km² (Mihulka, 1997). Metoda určení zatížení neofyty podle Hejdy a Pyška (2006) byla založena na poměru mezi vyskytovanými původními a nepůvodními druhy.

Vzhledem k nízkému (nebo žádnému) zastoupení i malému vlivu na břehovou vegetaci by se seznam mapovaných druhů pro Tichou Orlici mohl zkrátit o tyto taxony - javor jasanolistý (*Acer negundo*), pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*), bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), vlčí bob mnoholistý (*Lupinus polyphyllus*), kustovnice cizí (*Lycium barbarum*), dub červený (*Quercus rubra*) a třapatka dřípatá (*Rudbeckia laciniata*). Jejich nepřítomnost může být zdůvodněna tím, že některé druhy nejsou typickými představiteli nepůvodních druhů rostlin v břehové vegetaci (Višňák, 1997) nebo na toto území zatím nebyly introdukovány (Pyšek et al., 2008b).

Podle Matějčka (2009) je nevýhodou výběru sledovaných segmentů podle říční kilometráže to, že se v jednom segmentu můžeme setkat s několika biotopy. Zohlednění jednotlivých biotopů by ale celou metodiku ztížilo. Mapování nepůvodních druhů na evropském kontinentu bylo právě provedeno fytocenologickým snímkováním s ohledem na rozdílnost biotopů (Chytrý et al., 2009a; Chytrý et al. 2009b). Oblasti byly vybírány od roku 1970 tak, aby reprezentovaly jednotlivé habitaty. Vegetace byla rozdělena do 33 habitatů klasifikovaných podle European Environment Agency. Velikost zatížení neofyty byla v mapování určena poměrem mezi množstvím neofytů k ostatní vegetaci v habitatu. Podle jejich předpokladu byl vysoký podíl neofytů v teplejších oblastech a v nížinách např. centrální Evropy. Podle Chytrého et al. (2008) se neofyty v největší míře vyskytují na antropogenním území a v příbřežní zóně.

Podobné mapování provedli Hejda a Pyšek (2006) na březích řek Berounka, Sázava, Vltava a Kamenice pomocí fytocenologických snímků o velikosti 4×4 m. Důvodem mapování byl výskyt netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) a její vliv na okolní společenstva. Zajímavou metodiku využili Müllerová et al. (2008). Rozšíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) vyhodnotili pomocí leteckých snímků získaných z let 1947-2000 v období květu rostliny. Tato metoda umožnila zjistit rychlost šíření druhu a využití krajiny. V Orlických horách proběhlo mapování neofytů v povodí Říčky. U každého výskytu byla zaznamenána pokryvnost neofytu a typ stanoviště (Gerža 2008).

U vegetativně se rozmnožujících rostlin křídlatek (*Reynoutria sp.*) byla pod pojmem jedinec považována každá lodyha, přestože ve skutečnosti se o jedince nejedná (Matějček, 2009). Mezi xerothermní rostlinu zaznamenanou v břehové vegetaci Tiché Orlice patří trnovník akát (*Robinia pseudacacia*). Výskyt trnovníku v břehové vegetaci může být překvapující, ale Křivánek (2006e) uvádí, že rostlina snáší i vlhčí půdy. Navíc je nutné zohlednit to, že tok Tiché Orlice často kopíruje železniční trať, kde se na náspech trnovník akát (*Robinia pseudacacia*) často vyskytuje. Občasný výskyt tohoto druhu v břehové vegetaci bude pravděpodobně z velké míry zajištěn úmyslnou výsadbou.

Metodika umožňuje vyjádřit získané hodnoty váženým indexem. Ten využívá konstantu, která u každého druhu vyjadřuje vybrané vlastnosti (velikost, nebezpečnost a vytrvalost). V případě přesnějšího vyjádření zatížení vegetace neofytů by bylo vhodné zohlednit i jiné charakteristické vlastnosti rostlin (Rejmánek a Richardson, 1996).

V porovnání s výsledky (získané logaritmickou metodou) mapovaných úseků v dizertační práci Matějčka (2009) patří Tichá Orlice k tokům nadprůměrně zatíženým invazními druhy (s hodnotou $I_p > 5$). Vysoký počet neofytů v břehové vegetaci může být způsoben vysokým přísunem diaspor, neboť řeka protéká i většími městy a údolím jsou vedeny železniční tratě a silnice. Kulturní krajina je také různým způsobem využívána k hospodaření. Do určité míry je přísun diaspor zajištěn pravidelnými záplavami a dopravními cestami. Průměrný počet taxonů ($PT = 2,39$) a průměrný počet jedinců v jednotlivých segmentech ($PJ = 2040$) v porovnání s ostatními toky patří mezi nadprůměrné hodnoty, $PT = 2$, $PJ = 1039$ (Matějček, 2007). Průměrný vážený index $I_v = 3,59$ lze hodnotit také jako nadprůměrný.

Nejvíce podobné toky (vzhledem k délce toku, ploše povodí a průtoku), které byly také mapovány, jsou Chrudimka, Cidlina (Matějček, 2009) a Ploučnice (Šenová, 2008). Chrudimka dosahovala vyššího průměrného počtu taxonů ($PT = 3,14$) než u Tiché Orlice. V břehové vegetaci Cidliny byl zjištěn velmi nízký počet neofytů s průměrným počtem 6 jedinců na segment. Podél Ploučnice bylo v průměru zjištěno 372 jedinců na segment a u Chrudimky 173. Tichá Orlice se zatížením neofytů nejvíce blíží hodnotám získaným v břehové vegetaci toku Ohře (průměrný $PT = 3,18$, průměrný $PJ = 1930$) (Pánková, 2008).

V roce 2008 proběhlo mapování výskytu neofytů v břehové vegetaci Tiché Orlice na 22,5. – 27,0. říčním kilometru (Matějček, 2009), na které od 27. kilometru navazuje měření pro moji bakalářskou práci. V úseku (22. – 27. říční kilometr) dominovaly opět netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*). Ve velkém počtu se oproti mému mapování vyskytovaly i křídlatky (*Reynoutria sp.*). Průměrný počet netýkavky žláznaté (*Impatiens glandulifera*) je 639 jedinců a u křídlatky (*Reynoutria sp.*) 788 jedinců na každý segment. V malém množství se v břehové vegetaci vyskytovaly i taxony - zlatobýl (*Solidago sp.*), netýkavka malokvětá

(*Impatiens parviflora*) a loubinec (*Parthenocissus sp.*). Průměrný počet zastoupení taxonů PT v břehové vegetaci dosáhl hodnoty 2. Při měření z roku 2008 bylo zaznamenáno průměrně 1443 jedinců invazních neofytů v každém segmentu.

V porovnání vážených a prostých indexů jsou si obě měření podobná. V mapování výskytu invazních neofytů na 22,5. – 27,0. kilometru byl vypočten průměrný prostý index $I_p = 4,58$ a průměrný vážený index $I_v = 3,18$. Průměrné hodnoty v mém úseku dosahovaly hodnot $I_p = 5,45$ a $I_v = 3,59$. Měření na 22,5. – 27,0. říčním kilometru ukazuje nižší zatížení neofyty. V porovnání s mým mapováním se jedná o krátký úsek, který navazuje na nadprůměrný výskyt neofytů v břehové vegetaci. Oba úseky nelze zcela srovnávat kvůli rozdílné velikosti obou území a jinému prostředí, kudy tok protéká.

6 Závěr

Provedené mapování neofytů v břehové vegetaci Tiché Orlice ukázalo, že obě uvedené metody vyhodnocení dat jsou vhodné pro další využití. Použití logaritmické metody představuje méně náročné mapování v terénu. Při pokračování v mapování je důležité zohlednit, které druhy rostlin významně působí v břehové vegetaci toku. V terénu může být přínosem využití GPS pro přesné určení hranic segmentů. Přínosem pro metodiku by bylo zařadit rozlišování biotopů a vyjádřit jejich jednotlivé zatížení neofyty.

Pokračování v diplomové práci by mělo směřovat k ověření nových návrhů na zpracování současné metodiky a zohlednění dalších geografických a ekologických faktorů k rozšíření invazních druhů rostlin (nadmořská výška, sklon toku, využití příbřežní zóny, povodně). Další mapování v břehové vegetaci Tiché Orlice v roce 2011 by také mohlo přinést zajímavé výsledky.

7 Seznam použité literatury

Balatka, B., Kalvoda, J. (2006) *Geomorfologické členění reliéfu Čech*. Kartografie Praha, 79 s.

di Castri, F. (1989) History of Biological Invasions with Special Emphasis on the Old World. Biological invasions: a Global perspective. In Drake, J., A., Mooney, H., A., di Castri, F., Groves, R., H., Kruger, F., J., Rejmánek, M., Williamson, M. *Biological Invasions: a Global Perspective*. John Wiley & Sons Ltds, New York. 1-30.

Conolly, A., P. (1977) The distribution and history in the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia*. 11, 291-311.

Culek, M. (1996) *Biogeografické členění České republiky*. Praha, Enigma, 347 s.

Český hydrometeorologický ústav, Univerzita Palackého. (2007) *Atlas podnebí Česka 1961-2000*. Praha, 255 s.

Davies, K., F., Chesson, P., Harrison, S., Inouye, B., D., Melbourne, B., A., Rice, K., J. (2005) Spatial heterogeneity explains the scale dependence of the native-exotic diversity relationship. *Ecology*. 86, 1602-1600.

Gerža, M. (2008) Invazní rostliny v Orlických horách In Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K., Skálová, H. *Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management: Zprávy České botanické společnosti, Materiály 23*. Praha. Česká botanická společnost, 17-40.

Hejda, M., Pyšek, P. (2006) What is the impact of *Impatiens glandulifera* on species diversity of invaded riparian vegetation? *Biological conservation*. 132, 143-152.

Hejný S. et al., (2000) *Rostliny vod a pobřeží*. East West Publishing Company. Praha, 118 s.

Higgins, S., I., Richardson, D., M., Cowling, R., M., Terry, H. (1999) Predicting the landscape-scale distribution of alien plants and their threat to plant diversity. *Conservation biology*. 13, 303-313.

Hobbs, R., Huenneke, L., F. (1992) Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology*. 6, 3, 324-337.

Hobbs, R., Humpries, S., E. (1995) An Integrated Approach to the Ecology and Management of Plant Invasions. *Conservation Biology*. 9, 4, 761-770.

Chippendale, J., F. (1991) Potential returns to research on rubber vine (*Cryptostegia grandiflora*). M. S. Thesis. University of Queensland, Brisbane.

Chytrý, M., Lindsay, C., M., Joan, P., Pyšek, P., Montserrat V., Xavier F., Simon, M., S. (2008) Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology*, 45, 448-458.

Chytrý, M., Pyšek, P. (2008) Invaze nepůvodních druhů v rostlinných společenstvech. In Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K., Skálová, H. *Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management: Zprávy České botanické společnosti, Materiály 23*. Praha. Česká botanická společnost, 17-40.

Chytrý, M., Pyšek, P., Tichý, L., Knollová, I., Danihelka, J. (2005) Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. *Preslia*. 77, 339-354.

Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L. C., Vila, M. (2009a) European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Biodiversity research*. 15, 98-107.

Chytrý, M., Wild, J., Pyšek, P., Tichý, L., Danihelka, J., Knollová, I. (2009b) Maps of the level of invasion of the Czech Republic by alien plants. *Preslia*. 81, 187-207.

Kochánková, J., Sádlo, J., Mandák, B. (2006) *Erigeron annuus* – *turan roční*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha, s. 91.

Kořínková, D., Sádlo, J., Mandák, B. (2006a) *Conyza canadensis* – *turanka kanadská*. In Mlíkovský J., Stýblo, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha, 76-77.

Kořínková, D., Sádlo, J., Mandák, B. (2006b) *Helianthus tuberosus* – *slunečnice topinambur*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha, 99-100.

Kořínková, D., Sádlo, J., Mandák, B. (2006c) *Lupinus polyphyllus* – *vlčí bob mnoholistý*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP, Praha, s. 122.

Kořínková, D., Sádlo, J., Mandák, B. (2006d) *Rudbeckia laciniata* – *třapatka dřípatá*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. *Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky*. ČSOP Praha, s. 167.

Kořínková, D., Sádlo, J. Mandák, B. (2006e) *Solidago – Zlatobýl*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 182-184.

Křivánek, M. (2003) Současné poznatky o chování invazních druhů vyšších rostlin a prognóza pro lesní hospodářství, In Česká lesnická společnost: Nepůvodní dřeviny a invazní rostliny. Česká lesnická společnost, Žlutice, 30-38.

Křivánek, M. (2006a) *Acer negundo – javor jasanolistý*. In Mlíkovský, J.; Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 34-35.

Křivánek, M. (2006b) *Ailanthus altissima – pajasan žláznatý*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 39-40.

Křivánek, M. (2006c) *Lycium barbarum – kustovnice cizí*. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 122-123.

Křivánek, M. (2006d) *Parthenocissus - loubinec*. In Mlíkovský J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 138-139.

Křivánek, M. (2006e) *Robinia pseudacacia – trnovník akát*. In Mlíkovský, J.; Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 164-165.

Kunský, J. (1968) *Fyzický zeměpis Československa*. Praha, Státní pedagogické nakladatelství, 537 s.

Lonsdale, M. (1999) Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*. 80. 1522-1536.

Lososová, Z., Chytrý, M., Cimalová, Š., Kropáč, Z., Otýpková, Z., Pyšek, P., Tichý, L. (2004) Weed vegetation of arable land in Central Europe: gradients of diversity and species composition. *Journal of Vegetation Science*. 15, 415-422.

MacArthur, R. H., Wilson, E., O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N. J. 224 s.

MacDonald, I., Loope, L., Usher, B., Hamann, O. (1989) Wildlife Conservation and the Invasion of Nature Reserves by Introduced Species: a Global perspective. In Drake, J. A., Mooney, H., A., di Castri, F., Groves, R., H., Kruger, F., J., Rejmánek, M., Williamson, M. *Biological Invasions: a Global Perspective*. John Wiley & Sons Ltd, New York. 215-255.

- Mack, R. N., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F. (2000) Biotic invasions: Causes, epidemiology, global consequences and control. *Issues in Ecology*. 5, 1-22.
- Mandák, B. (2006a) *Heracleum mantegazzianum* – bolševník velkolepý. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha. 101-102.
- Mandák, B. (2006b) *Impatiens glandulifera* – netýkavka žláznatá. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha. 109.
- Mandák, B. (2006c) *Impatiens parviflora* – netýkavka malokvětá. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha, 110.
- Mandák, B. (2006d) *Reynoutria* - křídlatka. In Mlíkovský, J., Stýblo, P. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP, Praha. 159-162.
- Mandák, B., Pyšek, P. (1997) Druhy rodu *Reynoutria* na území České republiky. In Pyšek, P., Prach, K. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 14: Invazní rostliny v české flóře*. Česká botanická společnost, Praha, 45-58.
- Matějček, T. (2007) Sledování výskytu invazních druhů rostlin v říčních nivách. In Langhammer, J. *Změny v krajině a povodňové riziko: Sborník příspěvků semináře Povodně a změny v krajině*. Praha, 253-261.
- Matějček, T. (2009) *Rozšíření invazních neofytů v břehové vegetaci vodních toků*. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy. 130 s.
- Mihulka (1997) Invazní rostliny v úseku jihočeské krajiny. In Pyšek, P., Prach, K. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 14: Invazní rostliny v české flóře*. Česká botanická společnost, Praha, 99-104.
- Mitchell, Ch., E., Power, A., G. (2003) Release of invasive plants from fungal and viral pathogens. *Nature*. 421, 6, 625-627.
- Mooney, H., Hoobs, J. (2000): *Invasive species in a changing world*. D.C. and Covelo : Island Press Washington, 457 s.
- Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J., Jarošík, V. (2008) Dlouhodobá dynamika šíření bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v krajině: využití leteckých snímků In Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K., Skálová, H. *Rostlinné invaze*

v České republice: situace, výzkum a management. Zprávy České botanické společnosti, Praha, Česká botanická společnost, Materiály 23, 91-102.

Neuhauslová-Novotná, Z. (1998) *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Praha, Kartografie, 341 s.

Novák, L., Iblova, M., Škopek, V. (1986) *Vegetace v úpravách vodních toků a nádrží*. SNTL, Praha, 243 s.

Pánková, P. (2008) Rozšíření invazních druhů rostlin v břehové vegetaci Ohře. Diplomová práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, 131 s.

Perglová, I., Pergl, J., Pyšek, P. (2007) Bolševník velkolepý - mýty a fakta o ekologii invazního druhu. *Živa*. 4, 153-157.

Plesník, J. (2003) Invazní vetřelecké druhy a jejich vliv na biologickou rozmanitost: Úvod do problematiky, In Česká lesnická společnost: *Nepůvodní dřeviny a invazní rostliny*. Česká lesnická společnost, Žlutice, 7-22.

Pons, A., Corteaux, M., de Beaulieu, J., L., Reille, M. (1990) Plant invasions in Southern Europe from the Paleoecological point of view. In di Castri, F., Hansen, A. J., Debussche, M. *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. John Wiley & Sons Ltd, New York. 169-177.

Prach, K., Pyšek, P. (1997) Invazibilita společenstev a ekosystémů. In: Pyšek, P., Prach, K. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 14 : Invazní rostliny v české flóře*. Praha, 1-6.

Pyšek, P. (2001) Past and future of predictions in plant invasions: a field test by time. *Diversity and Distributions*. 7, 145-151.

Pyšek, P. (2005) Survival rates in the Czech Republic of introduced plants known as wool aliens. *Biological Invasions*. 7, 567-576.

Pyšek, P., Bacher, S., Chytrý, M., Jarošík, V., Wild, J., Celesti-Grapo, L., Gassó, N., Kenis, M., Lambdon, P., W., Nentwig, W., Pergl, J., Roques, A., Sádlo, J., Solarz, W., Vilá, M., Hulme, P., E. (2010) Contrasting patterns in the invasions of European terrestrial and freshwater habitats by alien plants, insects and vertebrates. *Global Ecology and Biogeography*. 19, 3, 317-331.

Pyšek, P., Chytrý, M., Prach, K. (2008a) Dvanáct let výzkumu rostlinných invazí v České republice a ve světě. In Pyšek, P., Chytrý, M., Moravcová, L., Pergl, J., Perglová, I., Prach, K.,

Skálová, H. *Rostlinné invaze v České republice: situace, výzkum a management. Zprávy České botanické společnosti*, Praha. Česká botanická společnost, *Mater.* 23. 3-15.

Pyšek, P., Jarošík, V., Müllerová, J., Pergl, J., Wild, J. (2008b) Comparing the rate of invasion by *Heracleum mantegazzianum* at continental, regional, and local scales. *Diversity and Distributions*. 14, 355-363.

Pyšek, P., Prach, K. (1993) Plant invasions and the role of riparian habitats: a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of biogeography*. 20, 413-420.

Pyšek, P., Prach, K. (2003) Research into plant invasions in a cross-roads region: history and focus. *Biological Invasions*. 5, 337-348.

Pyšek, P., Richardson, D., M. (2006) The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography*. 33, 2040-2050.

Pyšek, P., Richardson, D. M., Williamson, M. (2004) Predicting and explaining plant invasions through analysis of source area floras: some critical considerations. *Diversity and Distributions*. 10, 179-187.

Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B. (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia*. 74, 97-186.

Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B., Jarošík, V. (2003) Czech alien flora and a historical pattern of its formation: what came first to Central Europe? *Oecologia*. 135, 122-130.

Pyšek, P., Tichý, L. (2001) *Rostlinné invaze*. Brno. Rezekvítek, 40 s.

Rejmánek, M. (1996) A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation*. 78, 171-181.

Rejmánek, M. (2000) Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology*. 25, 497-506.

Rejmánek, M.; Richardson, D., M. (1996) What attributes make some plant species more invasive? *Ecology*. 6, 77, 1655-1661.

Richardson, D., M., Allsopp, N., D'Antonio, C., M., Milton, S., J., Rejmánek, M. (2000) Plant invasions - the role of mutualisms. *Biological Reviews*. 75, 65-93.

Richardson, D., M., Pyšek, P., Remánek, M., Barbour, M., G., Panetta, F., D., West, C., J. (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*. 6, 2, 93-107.

Rybář, P., et al. (1989) *Přírodou od Krkonoš po Vysočinu: regionální encyklopedie*. Hradec Králové. Kruh, 391 s.

Sala, O., E. et al. (2000) *Global biodiversity scenarios for the year 2100*. *Science*, 287 s.

Sax, D., F., Brown, J., H. (2000) The paradox of invasion. *Global Ecology & Biogeography*. 9, 363-371.

Svoboda, J. (1984) *Atlas ČSSR*. Praha. Geodetický a kartografický podnik, 50 s.

Šenová, V. (2008) Sledování výskytu invazních druhů rostlin v břehové vegetaci vodních toků v povodí Ploučnice. Bakalářská práce. Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, 112 s.

Tomášek, M. (2003) *Půdy České republiky*. Praha, Česká geologická služba, 67 s.

Veselý, M. (2003) Příspěvek k poznání historie introdukce lesních dřevin a jejího významu pro lesní hospodářství, In: Česká lesnická společnost: Nepůvodní dřeviny a invazní rostliny. Česká lesnická společnost, Žlutice, 49-62.

Višňák, R. (1997) Invazní neofyty v severní části České republiky. In Pyšek, P., Prach, K. *Zprávy České botanické společnosti, Materiály 14: Invazní rostliny v české flóře*. Česká botanická společnost, Praha, 105-116

Williamson, M. (1996) *Biological invasions*. London, Chapman&Hall London. 244 s.

Williamson, M. (2001) Can the impacts of invasive species be predicted? In Groves, R. H., Panetta, F. D., Virtue, J. G. *Weed risk assessment*. Csiro Publishing, s. 244.

Mapové zdroje

Vodohospodářská mapa 1: 50 000

Internetové zdroje

http://vitejtenazemi.cenia.cz/voda/popup_img.php?img=1) poslední přístup 15.5 2010

<http://www.chmi.cz/HK/hradec.php> poslední přístup 7.6. 2010